

Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu

**Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek
verricht in 2013**

Tom Maris, Lotte Oosterlee & Patrick Meire [Red.]

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Departement Biologie, Faculteit Wetenschappen
Universiteit Antwerpen

ECOBE

015-R173

Colofon

Tekst:

**Hoofdstuk 1 – 2: Maris, T. & P. Meire,
Universiteit Antwerpen.**

**Hoofdstuk 3: Brion, N., C. Morgues, D. Verstraeten & W. Baeyens
Vrije Universiteit Brussel (ANCH)**

**Hoofdstuk 4: International Marine & Dredging Consultants,
Antwerpen**

**Hoofdstuk 5: Buyze, E., J. Van Wichelen, R. Dasseville, I. Daveloose, T. Verstraete & W. Vyverman
Universiteit Gent.**

**Hoofdstuk 6: Kromkamp, J., J. Peene & J. Vlaming
NIOZ-YE (Yerseke).**

**Hoofdstuk 7: Tackx, M., C. Sossou, S. Chambord, M. Le Coz, R. Fernandez, E ; Echard, S. Gasmi & F. Azémar
EcoLab – Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement**

**Hoofdstuk 8: E. Dewitte & A. Goffin
VLIZ**

**Hoofdstuk 10: L. Oosterlee, T. Maris, M. Van de Graaf, H. Backx, S. Temmerman & P. Meire
Universiteit Antwerpen.**

Eindredactie en lay-out: Universiteit Antwerpen

Studie in opdracht van:

**Waterwegen en Zeekanaal N.V.
Afdeling Zeeschelde
Anna Bijns-gebouw
Lange Kievitstraat 111-113 bus 44
B-2018 Antwerpen**

Met dank aan:

De bemanning van de schepen Scheldewacht II, Veremans, Hondius en Scaldis I

De ondersteuning op het veld van J. Verschaeren en D. Van Pelt.

Het VMM-team voor de aangename samenwerking

**Wijze van citeren: Maris, T. Oosterlee L. & Meire P. (Red.), 2015. Onderzoek naar de gevolgen van het
Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag
van het onderzoek verricht in 2013. ECOBE 015-R173 Universiteit Antwerpen, Antwerpen.**

Inhoudstafel

Hoofdstuk 1.	Inleiding	1.9
1.1.	OMES: bijna 20 jaar monitoring en onderzoek	1.9
1.1.1.	Ontstaan	1.9
1.1.2.	Moneos.....	1.9
1.1.3.	Evaluatiemethodiek.....	1.11
1.2.	Samenvatting van de verschillende deelluiken	1.13
1.2.1.	Deelstudie 1: Organisatie en coördinatie	1.13
1.2.2.	Deelstudie 2: Basiswaterkwaliteit	1.13
1.2.3.	Deelstudie 3: Koolstofcyclus.....	1.14
1.2.4.	Deelstudie 4: Zwevende stoffen.....	1.15
1.2.5.	Deelstudie 5: Fytoplankton en fyto benthos.....	1.15
1.2.6.	Deelstudie 6: Studie naar de primaire productie	1.16
1.2.7.	Deelstudie 7: Zoöplankton	1.17
1.2.8.	Deelstudie 8: databeheer en communicatie	1.18
1.2.9.	Deelstudie 9: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden	1.18
Hoofdstuk 2.	Basiswaterkwaliteit	2.1
2.1.	Inleiding	2.1
2.2.	Surface plots	2.1
2.3.	Hydrologisch en klimatologisch overzicht	2.2
2.4.	Chloride	2.4
2.5.	Zuurstof	2.6
2.6.	Chlorofyl a	2.8
2.7.	Biochemische zuurstofvraag	2.9
2.8.	pH	2.10
2.9.	Silicium	2.10
2.10.	Stikstof	2.12
2.11.	Fosfor.....	2.13
2.12.	Lichtklimaat	2.14
Hoofdstuk 3.	Koolstofcyclus in het Schelde-estuarium	3.1
3.1.	Introduction.....	3.1
3.2.	Material and methods	3.2
3.2.1.	Sampling	3.2
3.2.2.	Analysis methods.....	3.2
3.2.3.	Data source for the study of long term variations	3.3

3.3.	Results	3.3
3.3.1.	Present situation (January-December 2013).....	3.3
3.3.2.	Long term variability (1997-2013).....	3.8
Hoofdstuk 4.	Zwevende stof in de Zeeschelde	4.1
4.1.	Inleiding	4.1
4.1.1.	De opdracht.....	4.1
4.1.2.	Doel van deze deelstudie	4.1
4.1.3.	Overzicht van de studie	4.2
4.1.4.	Opbouw van het rapport.....	4.2
4.2.	Beschrijving van de meetcampagne.....	4.2
4.2.1.	Het studiegebied	4.2
4.2.2.	Maandelijks campagnes	4.3
4.2.3.	tijcampagnes	4.3
4.2.4.	Meetprocedure	4.4
4.2.5.	Meetinstrumenten	4.4
4.3.	Verloop van de meetcampagnes.....	4.6
4.3.1.	Maandelijks campagne.....	4.6
4.3.2.	tijcampagnes	4.8
4.4.	Methodiek voor de verwerking en visualisatie	4.13
4.4.1.	kalibratie van akoestische backscatter.....	4.13
4.4.2.	Visualisatie.....	4.13
4.4.3.	Beschrijving van de bijgeleverde digitale data	4.14
4.5.	Beschrijving van de Resultaten.....	4.15
4.5.1.	Maandelijks monitoring	4.15
4.5.2.	Tijcampagnes.....	4.18
4.6.	Referenties	4.19
Hoofdstuk 5.	Fytoplankton en fyto benthos	5.1
5.1.	Abstract	5.1
5.2.	Monitoring phytoplankton biomass and community composition	5.2
5.2.1.	Methodology	5.2
5.2.2.	Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary in 2013	5.3
5.2.3.	Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary between 1996 and 2013.....	5.4
5.2.4.	Comparison of phytoplankton biomass between estuary and tributaries	5.4
5.2.5.	Phytoplankton community composition	5.8
5.3.	Correlation between chlorophyll a concentration and phytoplankton biomass	5.13
5.3.1.	Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle	5.18

5.4.	Monitoring phytobenthos biomass and community composition on intertidal flats	5.20
5.4.1.	Methodology	5.20
5.4.2.	Phytobenthos biomass	5.20
5.4.3.	Phytobenthos species composition.....	5.22
5.5.	Future perspectives	5.24
5.6.	References	5.25
Hoofdstuk 6.	Studie naar de primaire productie	6.1
6.1.	Inleiding	6.1
6.2.	Materiaal en methoden	6.2
6.2.1.	Monsternamen en locaties stations.....	6.2
6.2.2.	Primaire productie metingen	6.3
6.3.	Resultaten.....	6.4
6.3.1.	Jaargemiddelde chlorofyl a: een vergelijking tussen de stations en tussen 2010 t/m 2013 6.4	
6.3.2.	Jaargemiddelde lichtverzwakkingscoëfficiënt (Kd): een vergelijking tussen de stations tussen 2010 t/m 2013.....	6.6
6.3.3.	Watertemperatuur	6.10
6.3.4.	Lange termijn veranderingen in Chla, SPM en doorzicht in de Westerschelde?	6.10
6.3.5.	Fotosynthese parameters: een vergelijking tussen de stations in de periode 2010 t/m 2013 6.24	
6.3.6.	13-uurs metingen	6.31
6.3.7.	Dag- en jaarproducties	6.32
6.3.8.	Is het mogelijk om primaire productie te schatten uit het chlorofyl gehalte, de dagelijkse lichtinstraling en de fotonische diepte?	6.37
6.3.9.	Productie: biomassa (P:B) relaties.....	6.40
6.4.	Microfyto­benthos (in samenwerking met Jeroen van Wichelen, Universiteit Gent)	6.43
6.4.1.	Monsterlocaties en methoden.....	6.43
6.4.2.	Resultaten MPB biomassa.....	6.44
6.4.3.	Vergelijk MPB fotosynthese parameters.....	6.47
6.4.4.	Seizoensdynamiek in fotosynthese parameters.	6.49
6.4.5.	Microfyto­benthos primaire productie	6.55
6.5.	Conclusies	6.56
6.6.	Referenties	6.57
Hoofdstuk 7.	Micro- en mesozoo­plankton	7.1
7.1.	Summary.....	7.1
7.2.	Introduction.....	7.2
7.3.	Material and Methods.....	7.3

7.3.1.	Sampling microzooplankton	7.3
7.3.2.	Analysis microzooplankton.....	7.3
7.3.3.	Sampling and analysis mesozooplankton.....	7.3
7.3.4.	Experiments to measure zooplankton low oxygen tolerance.....	7.3
7.3.5.	Zooplankton grazing measurements.....	7.4
7.3.6.	Comparison with the Westerschelde zooplankton	7.5
7.3.7.	Genetic characterization of <i>Eurytemora affinis</i>	7.5
7.3.8.	Data analysis and presentation	7.5
7.4.	Results	7.6
7.4.1.	Long term trends in yearly mean abundance of zooplankton groups.	7.6
7.4.2.	Zooplankton tolerance for low oxygen concentrations	7.7
7.4.3.	Genetic characterization of <i>E. affinis</i>	7.10
7.4.4.	Zooplankton grazing measurements.....	7.10
7.4.5.	Comparison with the Westerschelde zooplankton community.....	7.10
7.5.	Discussion and perspectives.....	7.12
7.6.	Acknowledgements	7.13
7.7.	References	7.13
Hoofdstuk 8.	Opwaardering van de OMES databank	8.1
8.1.	Inleiding	8.1
8.2.	Databank	8.1
8.2.1.	Toevoegen van gegevens aan de databank	8.1
8.2.2.	Extractie db uit IMERS	8.2
8.2.3.	Exports.....	8.2
8.2.4.	Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking – T2009	8.2
Hoofdstuk 9.	Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden	9.1
9.1.	Inleiding	9.1
9.1.1.	MONEOS, een overkoepelend monitoringsprogramma	9.2
9.1.2.	Gecontroleerd gereduceerd getij.....	9.3
9.1.3.	Verschil klassiek GGG (Lippenbroek) en aantakking Burchtse Weel.....	9.3
9.2.	Studie Bazels GGG	9.5
9.2.1.	Inleiding.....	9.5
9.2.2.	Vorbereidende studie.....	9.6
9.2.3.	Vegetatie	9.8
9.3.	Bergenmeersen	9.12
9.3.1.	Inleiding.....	9.12
9.3.2.	Vorbereidende studie.....	9.12

9.3.3.	Erosie-en sedimentatieprocessen	9.13
9.3.4.	Flora	9.13
9.3.5.	Waterkwaliteit.....	9.15
9.3.6.	Waterstanden.....	9.15
9.4.	Studie Burchtse Weel	9.16
9.4.1.	Burchtse Weel: achtergrond	9.16
9.4.2.	Sedimentatie- en erosieprocessen	9.17
9.4.3.	Flora	9.20
9.5.	Lippenbroek.....	9.22
9.5.1.	Inleiding	9.22
9.5.2.	Monitoringsopzet Lippenbroek	9.22
9.5.3.	Sedimentatie en erosie in het Lippenbroek	9.25
9.5.4.	Vegetatie	9.33
9.5.5.	Literatuur.....	9.36

Hoofdstuk 1. Inleiding

1.1. OMES: bijna 20 jaar monitoring en onderzoek

1.1.1. Ontstaan

Bijna 20 jaar lang volgt het monitorings- en onderzoeksprogramma OMES (Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan) de waterkwaliteit van de Zeeschelde op. De Zeeschelde stond voor grote ingrepen en het was duidelijk dat hieraan een uitgebreid monitoring programma moest gekoppeld worden. Dit programma moest toelaten effecten van verschillende ingrepen te evalueren en kennis op te bouwen over het systeem om toekomstige ontwikkelingen in te schatten. Een estuarium is echter een zeer complex systeem dat door verschillende (menselijke) factoren wordt beïnvloed. Monitoring moet dan ook gebeuren vanuit verschillende onderzoeksdomeinen. OMES is een project waarin wetenschappers van verschillende onderzoeksdomeinen, van verschillende universiteiten en onderzoekscentra, een gezamenlijk en geïntegreerd monitoringsprogramma uitvoeren.

OMES werd opgestart om de effecten van het Sigmaplan op het milieu in kaart te brengen. De stormvloed van 3 januari 1976 en de er op volgende overstromingen gaven aanleiding tot de uitvoering van dit omvangrijke plan dat het gehele Zeescheldebekken dient te beschermen tegen overstromingen. Na een nieuwe storm in 1994, met de hoogste waterstanden ooit gemeten op de Zeeschelde, werd hiertoe een nood- en urgentieprogramma goedgekeurd. De uitvoering hiervan diende wel te passen binnen een integrale visie op het beheer van de waterlopen. Dit leidde tot een Algemene Milieu-Impact studie voor het Sigmaplan en aansluitend tot een Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan, OMES genaamd (Meire *et al.*, 1997; Van Damme *et al.*, 2001). Het OMES-project had tot doel de biogeochemische kennis van de Zeeschelde te actualiseren en in belangrijke mate uit te breiden. Als vervolg hierop werd een uitgebreid monitoringprogramma opgestart: “Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu”, meestal kortweg OMES genaamd.

Deze OMES monitoring loopt sinds december 1995. Verderzetting van deze monitoring is cruciaal voor het verder uitbouwen van de kennis van de Zeeschelde. Monitoring wordt pas echt waardevol als de metingen systematisch, over lange periode worden volgehouden. Dan pas kunnen langetermijneffecten, trends onderscheiden worden van kortetermijnvariaties. In de nieuwe visie waarbij veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid tezamen worden aangepakt, is een goede kennis van het estuariene ecosysteem van de Schelde onontbeerlijk. OMES is immers een belangrijk instrument geworden bij het wetenschappelijk onderzoek en het uitstippelen van een duurzaam beleid in het estuarium.

1.1.2. Moneos

In het voorjaar 2008 werd Moneos voorgesteld: een programma voor geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium, zowel in Nederland als Vlaanderen. Het Moneos programma geeft een omschrijving van een monitoring die wenselijk is om evoluties in de Schelde te beschrijven en oorzaak-gevolg relaties te achterhalen. Dat is essentieel om op een wetenschappelijk verantwoorde manier het estuarium te beheren.

Het plan omvat verschillende aspecten van het Schelde ecosysteem, gaande van hydro- en morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico-chemie, ecologisch functioneren en diversiteit soorten.

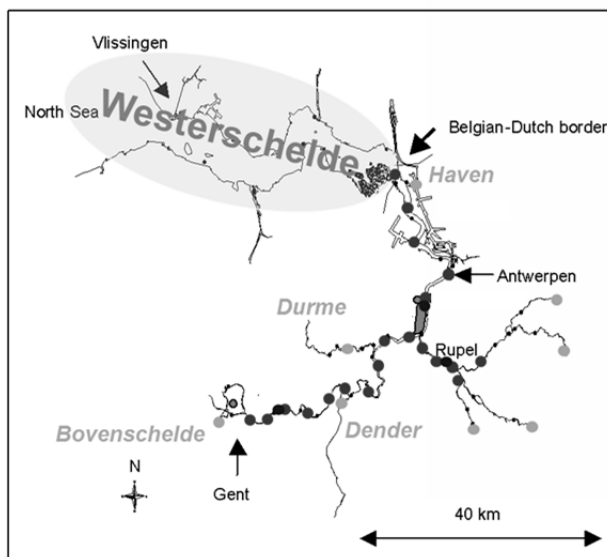
OMES vervult in dit kader een belangrijk deel van de fysico-chemische en ecologische monitoring voor de Zeeschelde. In 2009 werd het OMES programma afgestemd op de aanbevelingen uit Moneos. Sinds dan bestaan de estuariene OMES monitoringscampagnes uit 3 vaardagen, telkens een maandag, dinsdag en woensdag:

Dag 1: Beneden-Zeeschelde: vertrek te Antwerpen, afvaart tot station Grens en vanaf daar opvarend meten tot Temse. Terugvaart naar Antwerpen.

Dag 2: Rupel: vertrek te Boom, opvaren tot Dijle en Netemonding. Afvarend meten tot Rupelmonde. Vanaf daar opvarend meten tot Baasrode en terugkeer per minibus naar Boom.

Dag 3: Boven-Zeeschelde: Vertrek te Dendermonde, opvarend meten tot Melle. Terugvaart naar Dendermonde.

Figuur 1.1 geeft een overzicht van de huidige estuariene meetpunten en boundaries, Tabel 1.1 toont de indeling in vaardagen, Tabel 1.2. toont de vaardagen van het afgelopen monitoringsjaar 2013.



System Monitoring

Zeeschelde

Monitoring by OMES + VMM

20 estuarine stations

8 boundary stations

Figuur 1.1: Overzicht van de locaties voor de systeemmonitoring in OMES

Tabel 1.1 monitoringsstations in het OMES programma met aanduiding van de staalnamedag en de afstand tot de monding (Vlissingen, volgens OMES databank)

station	Herkenningspunt	rivier	km t.o.v. monding	staalname
Grens	boei 87 (nabij Noordzeeterminal)	Zeeschelde	58	dag 1
Liefkenshoek	boei 92, Liefkenshoektunnel	Zeeschelde	63,5	dag 1
Melsele	Punt van Melsele	Zeeschelde	72	dag 1
Antwerpen	ter hoogte van het Steen	Zeeschelde	79	dag 1
Kruikeke	Veerponten	Zeeschelde	85	dag 1
Steendorp	ter hoogte van de kerk	Zeeschelde	94	dag 1
Temse	Afwaarts spoorbrug	Zeeschelde	98,5	dag 1
Lippenbroek	ter hoogte van GGG Lippenbroek	Zeeschelde	103,5	dag 2

Baasrode	Veerponten	Zeeschelde	113	dag 2
Dendermonde	afwaarts brug	Zeeschelde	121	dag 3
Sint Onolfs	'bocht van Damme'	Zeeschelde	125	dag 3
Appels	veerponten	Zeeschelde	128	dag 3
Uitbergen	Afwaarts baanbrug	Zeeschelde	138	dag 3
Wetteren	Afwaarts baanbrug	Zeeschelde	145	dag 3
Melle	Afwaarts baanbrug	Zeeschelde	151	dag 3
Niel	Loskade	Rupel	94	dag 2
Boom	veer	Rupel	98	dag 2
Terhagen	kerk	Rupel	102	dag 2
Beneden-Nete	Tussen Brug E19 - N1	Nete	105	dag 2
Dijle (tidaal)	voetgangersbrug	Dijle	104	dag 2

Tabel 1.2: OMES vaardagen 2013

		jan	feb	mrt	apr	mei	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec
campagne 1	ma	14	4	4	8	6	3	1	5	2	7	18	9
	di	15	5	5	9	7	4	2	6	3	8	19	10
	wo	16	6	6	10	8	5	3	7	4	9	20	11
	do												
campagne 2	vr												
	ma				22		17	15	19	16			
	di				23	21	18	16	20	17			
	wo				24	22	19	17	21	18			
	do					23							
	vr												

1.1.3. Evaluatiemethodiek

Als vervolg op het Moneos monitoringsplan, werd in 2011 door Deltares en Universiteit Antwerpen in opdracht van de Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium (fase 2) (Holzhauer et al., 2011) ontwikkeld om op basis van die Moneos dataset het functioneren van het Schelde-estuarium te evalueren. Er bestonden natuurlijk reeds verschillende beoordelingskaders (o.a. inzake veiligheid, Kaderrichtlijn Water, Habitatrichtlijn), maar een overkoepelende evaluatie van het systeem ontbrak. Ter ondersteuning van beheer en beleid is echter een overkoepelende evaluatie gewenst. Daarvoor is de Evaluatiemethodiek ontwikkeld met als uitgangspunten de beleidsdoelstellingen uit de LTV en het goed functioneren van het ecosysteem. Het vertrekpunt is dus niet een historische of ongerepte referentie. De evaluatie streeft geen eenzijdige consolidatie van de huidige toestand na, wel een systeem dat goed functioneert. Het estuarium moet de vrijheid krijgen om te kunnen evolueren binnen de grenzen van dat goede functioneren. De methodiek biedt de mogelijkheid diverse ontwikkelingsrichtingen tijdig te herkennen en te evalueren, ter ondersteuning van een adaptief beheer.

De Evaluatiemethodiek werd in 2012-2013 voor het eerst toegepast in het T2009 rapport. Hierbij werden een aantal tekortkomingen vastgesteld en verbetervoorstellen geformuleerd. Momenteel is de methodiek in revisie.

De Evaluatiemethodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties van de LTV: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een beperkte set communicatie-indicatoren ontwikkeld. Voor de evaluatie van Natuurlijkheid zijn vijf communicatie-indicatoren opgesteld: Plaat- en geulsystemen, Leefomgeving, Waterkwaliteit, Ecologisch functioneren, Flora en Fauna. Het OMES monitoringsprogramma zal in hoofdzaak data aanleveren voor de communicatie-indicator Waterkwaliteit.

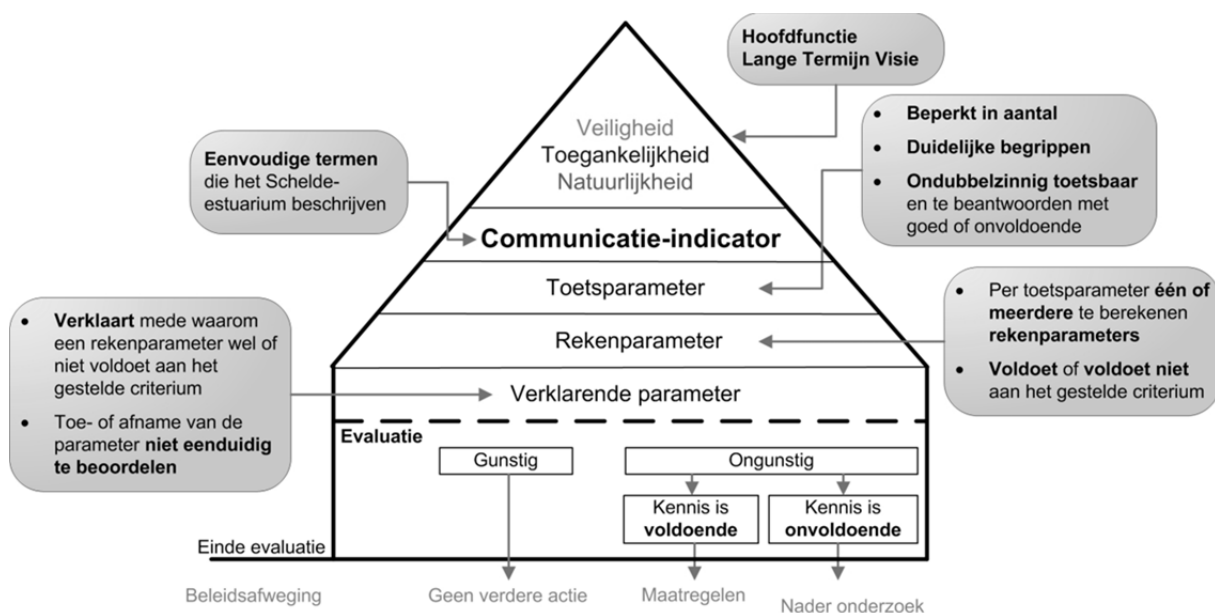
Elke communicatie-indicator is uitgewerkt in een zelfstandig hoofdstuk in de evaluatiemethodiek, waarbij de beoordeling een getrapte aanpak volgt: de piramide-aanpak (Figuur 1.2). Bovenaan de piramide staat de communicatie-indicator. Deze wordt beoordeeld door de onderliggende niveaus te doorlopen.

Niveau 1: Rechtstreeks onder de communicatie-indicator staan de toetsparameters: een beperkte maar toch volledige set parameters waarmee een ondubbelzinnig de toestand of trend van de communicatie-indicator geëvalueerd kan worden.

Niveau 2: Elke toetsparameter is opgebouwd uit één of meerdere rekenparameters. Voor elke rekenparameter is een duidelijk toetsingscriterium opgesteld. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkelingen van een toetsparameter gunstig of ongunstig zijn voor het functioneren van het systeem.

Niveau 3: Onderaan de piramide staat een set verklarende parameters. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn immers niet onafhankelijk te beoordelen.

Binnen deze OMES rapportage, zal reeds beperkt de nieuwe Evaluatiemethodiek toegepast worden. Een volledige beoordeling van een piramide is echter niet mogelijk, aangezien hiervoor input vereist is vanuit andere disciplines die niet in Omes vervat zitten. Maar verschillende reken-, toets- of verklarende parameters kunnen wel bepaald en beoordeeld worden. In het hoofdstuk Basiswaterkwaliteit worden reeds een aantal rekenparameters uit de methodiek uitgewerkt.



Figuur 1.2: Schematische weergave ‘piramide-aanpak’

1.2. Samenvatting van de verschillende deelluiken

Het OMES monitoringsprogramma is opgesplitst in meerdere deelluiken, elk uitgevoerd door verschillende partners, gecoördineerd door de Universiteit Antwerpen. In dit rapport worden de voornaamste resultaten van elk deelluik weergegeven. Gezien de samenstelling van de verschillende onderzoeksteams met internationale wetenschappers, zijn sommige deelluiken in het Engels weergegeven. In dit hoofdstuk wordt van elk perceel een beknopte Nederlandstalige samenvatting gegeven.

1.2.1. Deelstudie 1: Organisatie en coördinatie

Deze deeltaak omvat het organisatie en coördinatie van de OMES meetcampagnes. Dit eerste hoofdstuk belicht een deel van die activiteiten. Onderzoek zelf zit niet in de deeltaak vervat, zodat er geen afzonderlijk hoofdstuk aan wordt geweid.

1.2.2. Deelstudie 2: Basiswaterkwaliteit

Deze deelstudie volgt de basiswaterkwaliteit op. De waterkwaliteit van de Zeeschelde is de voorbije 20 jaar spectaculair verbeterd. Van een quasi anoxisch systeem in de jaren '90, evolueerde het estuarium naar een zuurstofrijk systeem waarin terug hoger leven mogelijk is. Momenteel voldoet bijna de gehele Zeeschelde aan de zuurstofvereisten uit de Evaluatiemethodiek. In de jaren '90 was dit uitgesloten: de afbraak van organische koolstofverbindingen en de nitrificatie van ammonium onttrokken te veel zuurstof aan het water. Het zelfzuiverende vermogen van het estuarium werd ruimschoots overschreden, wat leidde tot de vernietiging van het pelagiale ecosysteem.

De komst van strengere lozingsnormen, mestactieplannen en verder doorgedreven waterzuivering drong de instroom van verontreinigende stoffen uit afvalwater of run-off uit landbouwgebieden echter sterk terug. Maar ondanks deze gestage verbetering van de waterkwaliteit in het bekken, duurde het tot halfweg de jaren 2000 voordat het Schelde-estuarium kon herademen. Tot dan

bleven zomers in de Boven-Zeeschelde quasi anoxisch. Vanaf 2003 echter schiet het zuurstofgehalte omhoog. Op amper een paar jaar tijd gaat de Schelde van bijna anoxie naar oververzadiging dankzij de heropleving van het pelagiale ecosysteem. De verminderde vuilvracht liet immers terug sterkere algenbloei toe, met meer zuurstof en dus snellere afbraak van de vuilvracht als gevolg. Hierdoor werd de primaire productie verder aangezwengeld: de Schelde was plots terug zuurstofrijk. Anno 2013 zijn de zomers in het zoete gekenmerkt door een sterke oververzadiging.

De hogere zuurstofwaarden zorgen voor een snellere afbraak en omzetting van BOD-C (biochemische zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie) en aNOD (anorganische stikstof-zuurstofvraag; dit is de zuurstofvraag voor nitrificatie van het aanwezige NH_4^+ en NO_2^-).

Stikstof en fosfor zijn in dalende lijn, een trend die zich in 2013 verder zet.

Het lichtklimaat in de Schelde, van essentieel belang voor de primaire productie, vertoont een toename in bepaalde zones van het estuarium. Een toename van de zwevende stof gaat hiermee gepaard. Dit verdient de komende jaren voldoende aandacht. Een afname van de lichtdoordringing kan immers een afname van de primaire productie teweeg brengen, met mogelijk desastreuze gevolgen voor de voedselketen en de zuurstofhuishouding in het estuarium.

1.2.3. Deelstudie 3: Koolstofcyclus

Het schelde estuarium staat aan de uitlaat van één van Europa's meest bevolkte rivierbekkens (425 inw/km²) en ontvangt daardoor grote hoeveelheden koolstof, gedeeltelijk afkomstig van afvalwater emissies. Voor de jaren 1990 waren er maar weinig rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZIs) in het Schelde stroomgebied en de hoge turbiditeit en intense microbiële verwerking van organisch materiaal en ammonium zorgde voor sterk zuurstoftekort in de zomer. Tegenwoordig wordt het grootste deel van het rioolwater gezuiverd vooraleer het in de Schelde belandt wat voor veel betere zuurstof condities heeft gezorgd, en wat ook de koolstofcyclus sterk veranderd heeft. Deze deelstudie heeft als doel de hedendaagse en lange termijn koolstof dynamiek van het estuarium te beschrijven en te begrijpen. Ook wordt er aandacht besteed aan de rol van zoetwater schorren zoals Lippenbroek op de koolstofdynamiek.

Het jaar 2013 vertoont een klassieke seizoensgebonden evolutie voor de C dynamiek. In de winter (tot eind maart 2013) is er weinig microbiële activiteit buiten respiratie: het water kent maximale CO_2 concentraties met lage $\delta^{13}\text{C}$ -DIC, en minimale POC met hoge $\delta^{13}\text{C}$ -POC. De lente ziet voor het zoetwater stroomopwaarts gedeelte van het estuarium de invloed van fytoplankton en actieve primaire productie: de CO_2 concentraties dalen en $\delta^{13}\text{C}$ -DIC stijgen terwijl $\delta^{13}\text{C}$ -POC dalen. Opvallend voor 2013 is de lange periode met zichtbaar actieve primaire productie (eind maart tot eind oktober), gemiddeld hogere O_2 concentraties, en gemiddeld lagere $\delta^{13}\text{C}$ -POC – wat zou kunnen aanduiden dat primaire productie wat hoger was in 2013 vergeleken met andere jaren en zeker ten opzichte van 2012.

Op de lange termijn vertoont de C dynamiek ook interessante trends. Betreffende organisch vormen van koolstof, is er duidelijk een daling van het opgelost DOC na 2007. Dit komt overheen met de operationele start van RWZI Brussel-Noord, het grootste van het Schelde stroomgebied met zijn 1,100,000 eq.inw capaciteit. Opvallend is ook dat er in 2010 en 2011 een veel lagere DOC concentratie was in het brakwater gedeelte van het estuarium ($\text{Sal} > 2$) dan in andere jaren. Een exacte verklaring is er nog niet maar zou gelinkt kunnen zijn met de opkomst van een actieve mixotrofisch fytoplankton gemeenschap. In tegenstelling zien we weinig verschillen in de POC concentraties wat waarschijnlijk grotendeels te wijten is aan het “particulair” gedrag van deze C pool die mede sedimenteert en suspendeert met de zwevende stoffen. Wel is er een kleine maar duidelijke dalende trend te zien in de relatieve koolstof verhouding van het particulier materiaal. Voor de anorganische vormen zien we ook duidelijk een dalende trend vanaf 2007 terwijl de $\delta^{13}\text{C}$ -DIC een stijgende trend vertoont. Beiden zijn te verklaren door een afnemende heterotrofe respiratie, te

wijten aan minder organisch materiaal emissies naar de Schelde, en een toenemende primaire productie.

Onderzoek in overstromingsgebieden zoals Lippenbroek op de koolstofcyclus toont duidelijk aan dat er grote seizoensgebonden verschillen bestaan: in de lente speelt de vegetatie van het schor een actieve rol als CO₂ pomp en zuurstof bron voor de uitgewisselde watermassa, terwijl voor andere seizoenen respiratie processen meer belangrijk zijn. Ook dag nacht-verschillen zijn belangrijk met zeer sterke respiraties meetbaar tijdens de nacht.

1.2.4. Deelstudie 4: Zwevende stoffen

Vanaf de start van de metingen (1995) wordt er doorgaans op de Zeeschelde, op basis van de evolutie in jaargemiddelden, 3 gebieden onderscheiden: Boven-Zeeschelde opwaarts Dendermonde, Boven-Zeeschelde afwaarts Dendermonde en de Beneden-Zeeschelde. In de Boven-Zeeschelde opwaarts van Dendermonde variëren de jaargemiddelde sedimentconcentraties tussen 30 en 180 mg/l. Vanaf 2009 worden er frequenter hogere concentraties opgemeten, voor 2009 waren de concentraties eerder lager. In 2013 zijn de sedimentconcentraties ten opzichte van de laatste 2 voorgaande jaren min of meer hetzelfde gebleven. Afwaarts is er een lichte daling waargenomen van ongeveer 50mg/l.

In de Boven-Zeeschelde afwaarts van Dendermonde zijn de jaargemiddelde sedimentconcentraties hoger dan het opwaartse gedeelte en variëren tussen 50 en 300 mg/l. De hoogste sedimentconcentraties worden waargenomen in de omgeving van Temse. De jaargemiddelde sedimentconcentraties zijn tussen 2000 en 2005 afgenomen. Vanaf 2006-2007 zijn de sedimentconcentraties terug hoger met een uitschieter in 2011. In 2012 en 2013 zijn de concentraties terug afgenomen tot het niveau van 2006-2010.

In de Beneden-Zeeschelde (meetlocatie Kruibeke tot Grens) schommelen de jaargemiddelde sedimentconcentraties tussen 30 en 250 mg/l. Tussen Kruibeke en Antwerpen wordt er in de periode 2000-2006 lagere concentraties waargenomen. Stroomafwaarts van Antwerpen zijn de sedimentconcentraties lager tussen 2005 en 2008. De hoogste jaargemiddelde concentraties worden waargenomen in 2011 en voornamelijk nabij de meetlocatie Antwerpen. Rondom meetlocatie grens (Belgisch-Nederlandse grens) zijn de jaargemiddelde sedimentconcentraties lager. In 2013 zijn de sedimentconcentraties toegenomen in vergelijking met 2012. De stijging rondom 2008-2009 van de jaargemiddelde sedimentconcentraties in de Beneden-Zeeschelde is groter dan in de Boven-Zeeschelde.

Er werd reeds aangetoond dat er een verband bestaat tussen sedimentconcentraties en de stortactiviteiten in de Beneden-Zeeschelde (voornamelijk stroomafwaarts van Antwerpen). De sterkere stijging, zeker in 2011, kan mede een gevolg zijn van de intensievere stortactiviteiten tijdens deze periode in de Beneden-Zeeschelde.

De jaargemiddelde sedimentconcentraties op de Rupel variëren in 2005 en 2013 tussen +/- 20 en 150 mg/l met de hoogste concentraties in het jaar 2011. Na 2011 nemen de concentraties af. De jaargemiddelde sedimentconcentraties op de Dijle en Beneden-Nete zijn van gelijkaardige grootorde.

1.2.5. Deelstudie 5: Fytoplankton en fyto benthos

Het jaar 2013 kende, in vergelijking met 2012, een iets minder sterke algenbloei. De periode van bloei was meer gespreid in tijd en ruimte: 5 perioden van algenbloei konden onderscheiden worden in de Zeeschelde. Een eerste bloei ontwikkelde zich begin april in de Boven-Zeeschelde tussen Temse en Melle, met een chl a maximum van 137 µg/l ter hoogte van Baasrode. Deze bloei werd gevolgd door een tweede bloei eind mei, met een maximale chl a waarde van 229 µg/l te Wetteren. Tijdens

de zomermaanden werd 1 grote periode van bloei waargenomen die zich uitstreckte van eind juni tot midden september in de meest opwaartse delen van het estuarium, met een chl a piek van 409 µg/l te Appels. Tenslotte werd een late bloei waargenomen in oktober in het meest opwaartse station Melle, waar nog hoge chl a waarden werden geregistreerd, tot 371 µg/l. Analooq aan vorige jaren werd in de brakke zone een beperkte voorjaarsbloei geregistreerd eind mei, met een chl a maximum van 130 µg/l te Liefkenshoek.

Het fytoplankton was weerom in hoofdzaak gedomineerd door diatomeeën, met *Thalassiosira nodulolineata*, *Cyclotella meneghiana/scaldensis* en *Actinocyclus normanii* als meest dominante soorten tijdens de bloei. Wel wordt een opvallende verschuiving waargenomen sinds 2011, waarbij de kleine centrische diatomeesoort *Cyclotella meneghiana/scaldensis* de grotere centrische diatomee *Actinocyclus normanii* vervangt als meest dominante soort. In tegenstelling tot voorgaande jaren, werd in 2013 geen voorjaarsbloei van *Stephanodiscus hantzschii* waargenomen. In de zomer nam de abundantie van de chlorofyten *Pediastrum*, *Desmodesmus*, *Actinastrum* en *Closterium* toe. In de late zomer verschenen ook Euglenofyten (vooral *Euglena*), cryptofyten (vooral *Cryptomonas*) en cyanobacteria en dinofyten, zij het wel in kleine dichtheden. In de zijrivieren kwamen deze wel iets frequenter voor.

Fytobenthos wordt ook geobserveerd binnen deze deelopdracht. In het algemeen neemt de dichtheid aan chl a van het fytobenthos toe van de laagwaterlijn richting hoogwaterlijn, in vergelijkbare concentraties als voorgaande jaren. Een eerste maximum werd in juli waargenomen ter hoogte van Appels (196 mg m⁻²), een tweede piek deed zich voor in oktober aan Boerenschans (220 mg m⁻²). Diatomeeën domineerden het fytoplankton op de slikken, hoewel in het zoete ook euglenofyten en groenalgen voorkwamen.

1.2.6. Deelstudie 6: Studie naar de primaire productie

Dit rapport beschrijft de seizoensveranderingen in fytoplankton biomassa (als chlorofyl a), de bijbehorende fotosynthese parameters en de primaire productie in de jaren 2010 tot en met 2013. In dit rapport worden ook de patronen beschreven in het Nederlandse deel van het Schelde estuarium om zo een meer compleet beeld te geven van het functioneren van het gehele Schelde estuarium. Er zijn aanzienlijke ruimtelijke verschillen in fytoplankton biomassa en primaire productie tussen de verschillende locaties in de Westerschelde, Schelde en haar aanvoerende rivieren. Maar ook de jaarlijkse fluctuatie is groot. De conclusies kunnen als volgt worden samengevat:

- Er is grote jaarlijkse variatie in de fotosynthese parameters en de primaire productie, en de primaire productie is hoger in de Zeeschelde dan in de Westerschelde. Dit ligt voor een groot deel aan de geringere diepte en dus de gunstiger verhouding fotische diepte : mengdiepte.
- Behalve variaties in de grootte van de jaarproducties is er ook jaarlijkse variatie in de timing van de primaire productie.
- Opvallend is een sterke toename van de fytoplanktonbloei in de grensstreek, die voor het eerst optrad in 2008. Het water is ook troebeler geworden. Een aantal trends met conclusies zijn toegevoegd.
- De primaire productie lijkt redelijk goed te schatten uit het product van de chl a-concentratie, de dagelijkse instraling en de fotische diepte, echter de parameter waarden vertonen jaarlijkse fluctuatie en zijn op dit moment slecht te voorspellen.
- Er lijkt minder seizoensvariatie in de MPB PI-parameters te zitten dan in die van het fytoplankton, maar de variatie in parameterwaarden is in 2013 groter dan in 2012.

- P_{\max}^B waarden van het fytoplankton en MPB zijn niet significant verschillend, maar α^B van het MPB is significant lager dan die van het fytoplankton.
- Primaire productie door microfytobenthos levert een belangrijke bijdrage aan de totale productie van de microalgen de Schelde en haar estuarium en de primaire productie per m² van het MPB kan die van het fytoplankton overtreffen, maar de totale bijdrage van MPB primaire productie is natuurlijk ook afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdengebied in de verschillende compartimenten.

1.2.7. Deelstudie 7: Zoöplankton

De maandelijkse staalnamen voor micro – en mesozoöplankton werden voortgezet gedurende 2013, inclusief de tweewekelijkse staalnamen gedurende het groeiseizoen, in overeenkomst met de MONEOS richtlijnen.

De tendens die zich de laatste jaren (sinds 2007) aftekent wordt bevestigd. De jaargemiddelde abundantie van calanoïde copepoden is sterk toegenomen in het zoetwatertraject, terwijl geen duidelijk trend is waar te nemen in het brakwatertraject. De calanoiden toename is vooral te wijten aan *Eurytemora affinis* die de laatste jaren tot 90 % van de calanoïde copepoden in het zoetwatertraject uitmaakt. De abundantie van *E. affinis* in het zoetwater traject varieert sterker, maar blijft hoger dan vóór 2007.

Anderzijds is de abundantie van cycloïde copepoden systematisch afgenomen sinds 2007 in het zoetwatertraject. Harpacticiden zijn zeer zeldzaam, en voornamelijk beperkt tot het brakwatertraject. Cladoceren vertonen over de gehele tijdsreeks een wisselend abundantie patroon

Uit deze waarnemingen werd de hypothese gebaseerd dat calanoiden minder tolerant zijn voor slechte waterkwaliteit (vertegenwoordigd door lage zuurstofconcentraties) dan cyclopoiden (en mogelijk cladoceren). Dit werd getest door de distributie van de zoöplankton gemeenschap in functie van de omgevingsvariabelen te testen voor het zoetwatertraject (stations Melle, Uitbergen en Dendermonde), in de periode 2007-2012. Multivariate analyse van deze gegevens toonde aan dat *E. affinis* – en calanoiden in het algemeen – niet geassocieerd zijn aan zuurstofconcentratie, maar aan conductiviteit, temperatuur en pH. Cyclopoiden en cladoceren daarentegen zijn geassocieerd met nutriënten en BOD₅, factoren die de minder goede waterkwaliteit binnen deze dataset vertegenwoordigen.

Een aantal experimenten werd uitgevoerd waarbij de natuurlijke zoöplankton gemeenschap uit de Schelde werd geïncubeerd in natuurlijk Schelde water, maar met een gradiënt van dalende zuurstofconcentratie. De resultaten suggereren sterk dat calanoiden inderdaad een groter mortaliteit vertonen bij lage zuurstof concentraties dan cyclopoiden – en in mindere mate cladoceren, maar deze resultaten dienen te worden bevestigd.

Omdat in 2007-2009 *E. affinis* eveneens in belangrijke abundantie aanwezig was in de Durme en de Rupel, stelde zich de vraag of de recente populatie stroomopwaarts in de Schelde afkomstig is van de brakwaterpopulatie, dan wel van de zijrivieren. Uit SSGI analyses blijkt dat de populaties van *E. affinis* in brakwater en de zoetwater populatie van *E. affinis* licht genetisch verschillend zijn, maar de aanwezigheid van een hybride populatie te Antwerpen toont aan dat het hier wel degelijk om één soort gaat. De individuen uit Durme en Rupel zijn genetisch quasi-identiek, maar sterk verschillend van die in het Schelde estuarium. Het is dus duidelijk dat de recent ontwikkelde *E. affinis* populatie in het zoetwatertraject van de Schelde dezelfde soort is als diegene die bij het begin van de OMES waarnemingen enkel stroomafwaarts van Antwerpen werd aangetroffen. Kennelijk heeft deze soort zich dus kunnen ontwikkelen in het zoetwater traject ten gevolge van de verbeterde waterkwaliteit (Gasmi et al., 2014). Naar het beleid toe betekent dit dat een continuüm van voldoende hoge zuurstof

concentratie over het gehele Zeeschelde traject een voorwaarde is voor de ontwikkeling van *E. affinis* stroomopwaarts.

Door de zeer sterke afname van de cyclopoiden populatie, en in mindere mate van de cladoceren in het zoetwatertraject, neemt de diversiteit van de mesozöoplankton gemeenschap er de laatste jaren af. In hoeverre de ontwikkeling van *E. affinis* de oorzaak is van de afname van cyclopide copepoden en cladoceren is niet duidelijk. Een tweede serie zuurstof tolerantie experimenten zal worden uitgevoerd in juni 2014. In hoeverre de dominantie van *E. affinis* de oorzaak is van de dalende abundantie van cyclopoiden en cladoceren is niet duidelijk. Een reeks grazing experimenten (incubatie methode, et gut pigment analyses), uitgevoerd in 2013 en 2014, zal informatie opleveren over de selectiviteit van verschillende zoöplankton groepen, mogelijk een nutritioneel voordeel voor *E. affinis* aantonen in dit turbide medium. Dit zal tevens toelaten in te schatten in hoeverre de zoöplankton populatie de toegenomen primaire productie zal kunnen controleren.

Compilatie van de zoöplankton data uit de Westerschelde en de Zeeschelde voor 2011- 2014 bevestigt hogere abundanties voor calanoiden en cyclopoiden in de Zeeschelde dan in de Westerschelde, en een omgekeerd patroon voor harpacticiden. Vergelijking van de resultaten bekomen met de MONEOS staalname in de Westerschelde en de OMES staalname in de Zeeschelde toont aan dat beide technieken geen statistisch verschillende zoöplankton abundanties opleveren, wat verdere analyse van het zoöplankton over het gehele Schelde traject mogelijk maakt. Met name de zone rond de Nederlands – Belgische grens, gekenmerkt door zeer lage zoöplankton abundantie, biedt de mogelijkheid om de Schelde als case studie te gebruiken in de hedendaagse discussie over de 'Remane curve'

1.2.8. Deelstudie 8: databeheer en communicatie

De databank wordt actueel gehouden door het toevoegen, de kwaliteit te controleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2013. De werkversie van de OMES databank werd binnen de rapporteringsperiode verder aangepast aan de noden en verder verbeterd.

1.2.9. Deelstudie 9: Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden

Deelstudie 9 volgt de ontwikkeling in overstromingsgebieden op, met accent op Lippenbroek. Hier vindt een uitgebreide onderzoeksmonitoring plaats. Water- en bodemkwaliteit, vegetatie, sedimentatie, erosie en getij werden in detail opgevolgd.

Een nieuwe toevoeging aan deze deelstudie vormt de opvolging van de aantakking Burchtse Weel, en de nieuwe GGG's Bazel en Bergenmeersen. In de aantakking Burchtse Weel wordt via 1 sluis getij toegelaten in het gebied. Dit systeem mag echter niet verward worden met een GGG. In de Burchtse Weel is slechts 1 lage gecombineerde in- en uitlaatconstructie; een GGG kent een hoge inlaat en een lage uitlaat. Dit verschil maakt dat in een GGG de getijdenkarakteristieken heersen zoals op slikken en schorren. In Burchtse Weel is een veel sterkere tijslag aanwezig, wat resulteert in veel sterkere aanslibbing (tot 1 cm/dag), die zich anno 2013 nog steeds voordeed.

Bazel en Bergenmeersen zijn wel klassieke GGG's met hoge inlaat en lage uitlaat, waarbij in Bergenmeersen wel de in- en uitlaat is gecombineerd in 1 constructie. In beide gebieden werd voorbereidend werk verricht voor het opstarten van het GGG, maar zijn nog geen conclusies te trekken over de GGG werking zelf.

Hoofdstuk 2. Basiswaterkwaliteit

T. Maris

P. Meire

Eindverslag voor deelstudie 2, periode 2013

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOB), dep. Biologie, Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken, Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk.

Met dank aan het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout voor het ter beschikking stellen van tij- en debietsgegevens.

Met dank aan Jens Verschaeren, Dimitri Van Pelt, Tom Van der Spiet en Anne Cools voor staalname en analyse.

2.1. Inleiding

Bijna 20 jaar reeds volgt OMES de basiswaterkwaliteit op in de getijafhankelijke Zeeschelde en zijrivieren. Langetermijntrends kunnen nu duidelijker onderscheiden worden van jaarlijkse schommelingen die bijvoorbeeld het gevolg zijn van andere weersomstandigheden.

In dit hoofdstuk wordt de basiswaterkwaliteit behandeld. De diverse parameters werden, conform bestek en plan van aanpak, gemonitord en opgevolgd.

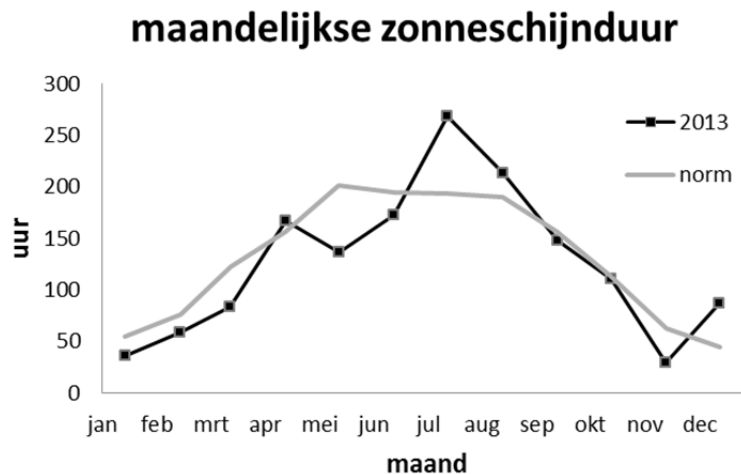
In 2011 werd ook een Evaluatiemethodiek voor het Schelde-estuarium voorgesteld: een methodiek die moet toelaten de toestand van het estuarium te evalueren, als beleidsondersteunend instrument, voor een beter beheer van het ecosysteem. In dit hoofdstuk worden reeds een aantal parameters geëvalueerd aan de hand van die methodiek.

2.2. Surface plots

Om de grote dataset zowel in tijd als ruimte mooi grafisch te kunnen weergeven, wordt in dit hoofdstuk gebruik gemaakt van surface plots. Met lijngrafieken kan slechts ruimte of tijd weergegeven worden. Daarom is hier gekozen om geregeld te werken met surface plots, waarbij op de x-as de tijd is weergegeven, op de y-as de kilometerafstand tot Vlissingen. De meetwaarden zijn met een kleurschaal weergegeven. Om verschillen in lage waarden ook in de verf te zetten, is vaak een niet-lineaire kleurschaal gehanteerd. Op deze wijze kunnen de soms lage concentraties ter hoogte van de grens en veel hogere concentraties in het zoete toch op 1 figuur overzichtelijk weergegeven worden.

2.3. Hydrologisch en klimatologisch overzicht

Klimatologisch gezien was 2013 een relatief normaal jaar. Tussen 12 en 26 januari was er een koudegolf en in de winterperiode viel opmerkelijk veel sneeuw. In juli werd een korte hittegolf waargenomen tussen 21 en 27 juli. De maand juli telde ook meer zonne-uren dan gemiddeld (Figuur 2.1). De watertemperatuur vertoonde echter geen grote uitschieters. Wel was de lente van 2013 koeler dan gewoonlijk (Tabel 2.1). De herfst was iets warmer, waardoor in de herfst de watertemperatuur het criterium van 15 °C uit de Evaluatiemethodiek overschrijdt.

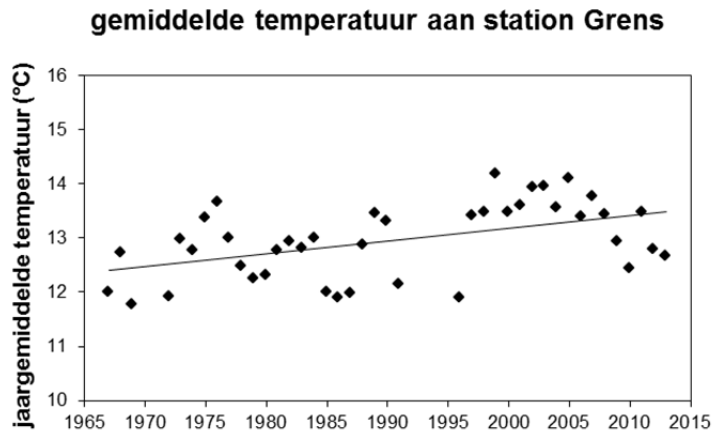


Figuur 2.1 Maandelijkse zonneshijnduur (data KMI)

Tabel 2.1 Watertemperatuur in de verschillende zones van het estuarium. De in vet gedrukte temperaturen overschrijden het criterium uit de Evaluatiemethodiek.

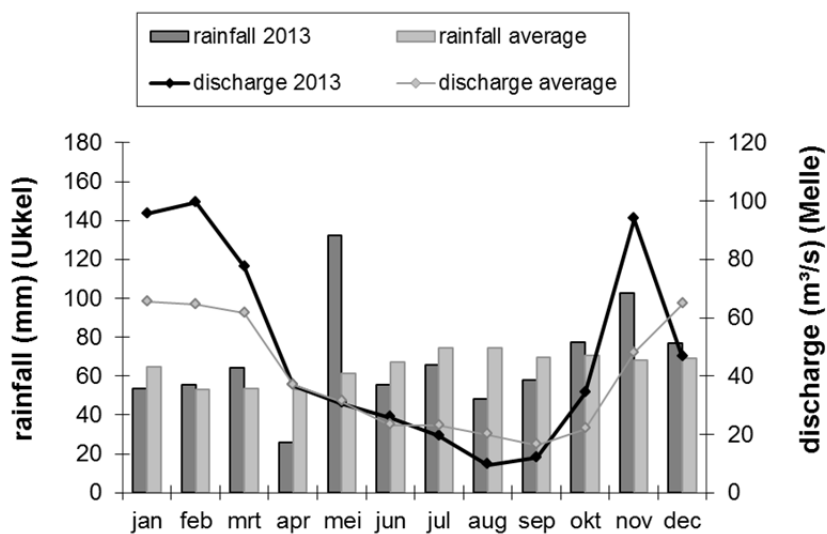
	gradiënt				oligohalien				zoet lang				zoet kort			
	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst	winter	lente	zomer	herfst
Evaluatie criterium	8,0	15,0	21,5	15,0	8,0	15,0	21,5	15,0	8,0	15,0	21,5	15,0	8,0	15,0	21,5	15,0
gemiddelde '96-'12	6,1	12,0	20,4	15,8	5,7	12,2	20,8	14,6	6,1	13,1	21,1	15,0	6,7	13,3	21,3	15,0
gemiddelde 2013	7,0	9,7	19,5	16,7	6,4	10,7	20,1	15,8	5,8	12,1	20,9	15,9	5,3	12,1	20,9	15,7
max 2013	8,5	14,9	24,2	21,1	7,1	15,9	25,1	20,8	6,6	18,1	24,4	22,9	6,2	17,1	23,4	22,8
min 2013	5,9	4,1	14,3	8,9	5,1	4,2	14,5	8,4	4,5	5,7	15,9	8,2	4,2	6,1	16,5	8,0

Over de gehele meetperiode van omes (1996-2013) beschouwd, wordt er geen significante wijziging van de watertemperatuur opgemeten. Bekijken we echter het stations Grens, waar een langere tijdreeks voorhanden is, dan kunnen we wel een significante toename ($p = 0,0013$) van de gemiddelde watertemperatuur waarnemen over de periode 1966 – 2013 (Figuur 2.2). Opmerkelijk is wel dat de laatste 15 jaar de gemiddelde temperatuur terug significant afneemt ($p = 0,0011$).

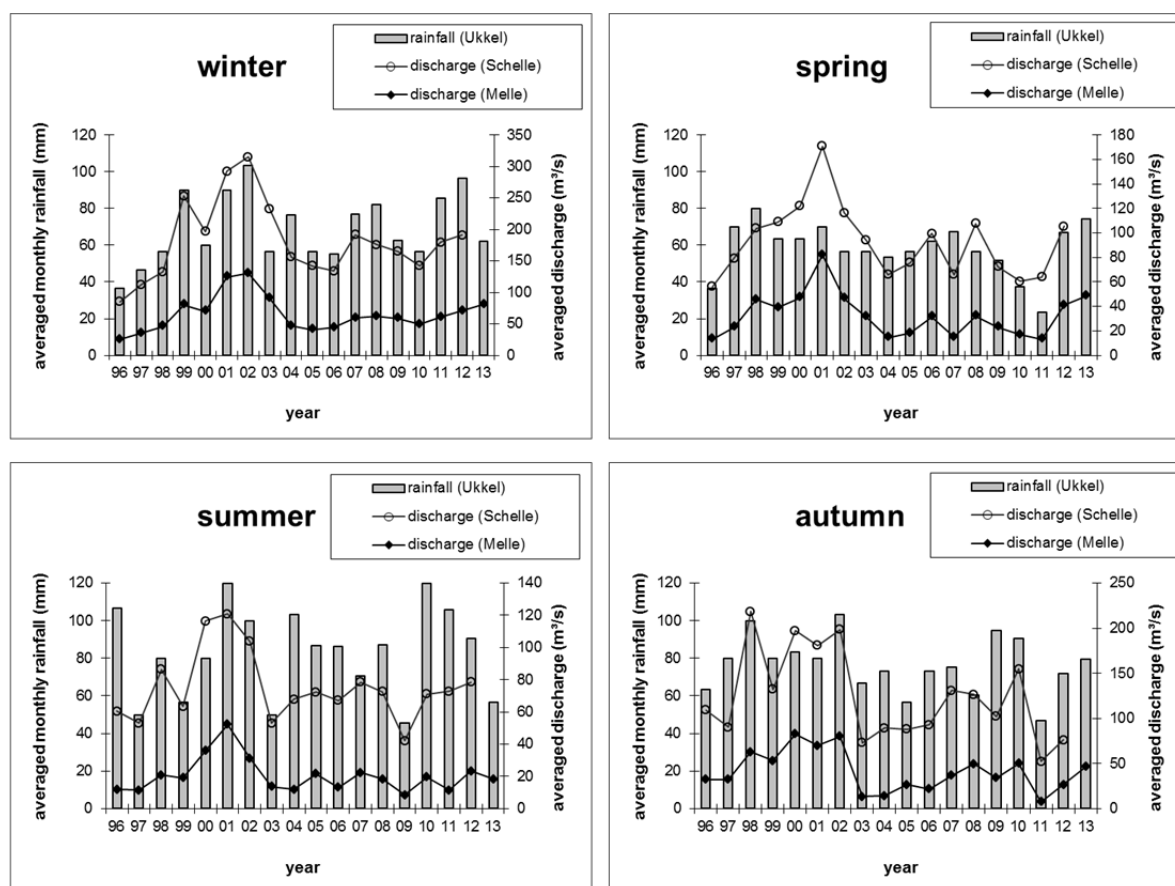


Figuur 2.2 Jaargemiddelde temperatuur aan het station Grens

Wat betreft neerslag was april een vrij droge maand, mei bijzonder nat. De debieten in deze maanden vertonen echter geen afwijking. Wel kenden de maanden januari, februari en maart hogere debieten, hoewel de neerslag te Ussel niet afweek van het gemiddelde (Figuur 2.3). Qua debieten waren alle seizoenen in 2013 vrij normaal (Figuur 2.4).



Figuur 2.3 Gemiddelde maandelijkse neerslag en neerslag in 2013 te Ussel (data KMI), en gemiddeld maanddebiet en maanddebiet in 2013 te Melle (data WLB)



Figuur 2.4 Gemiddelde neerslag te Ukkel (data KMI) en gemiddeld debiet te Melle en Schelde (data WLB)

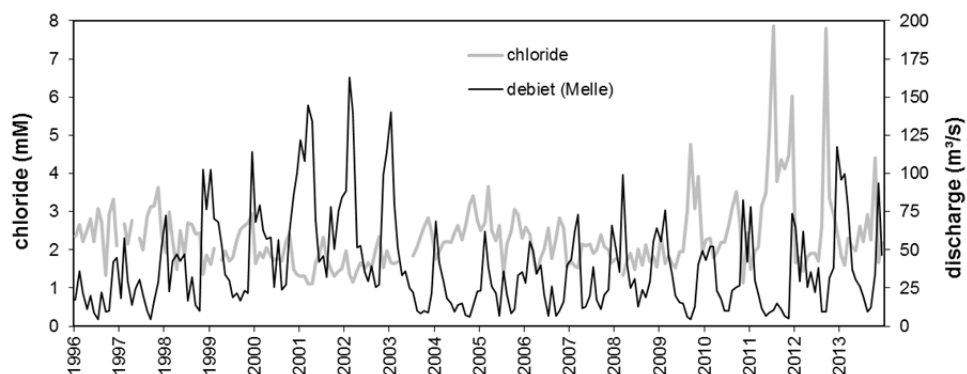
2.4. Chloride

Als maat voor het zoutgehalte worden binnen OMES de specifieke geleidbaarheid en het chloride gehalte gemeten. Op basis van het chloride gehalte werd het Schelde-estuarium ingedeeld in zones in de Evaluatiemethodiek (Tabel 2.2).

Tabel 2.2 Zonering in de Zeeschelde

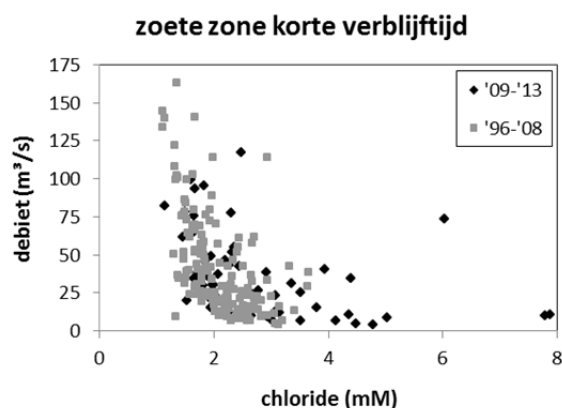
niveau 1	niveau 2	niveau 3			niveau 4
		nr	Schelde zone	Omschrijving	Schelde compartiment
Schelde-estuarium	zeeschelde	Z4	Zone met sterke saliniteitsgradiënt	gemiddeld A-mesohalien (Cl 3-5,5 g/l) bij lage debieten A-mesohalien bij hoge debieten oligohalien tot zoet	comp. 7b comp. 9 comp. 10 comp. 11 comp. 12
		Z5	Oligohaliene zone	Oligohalien; Cl 0,3-3 g/l; bij hoge debieten zoet	comp. 13 comp. 14
		Z6	Zoete zone met lange verblijftijd	Zoet; Cl<0,3; lange verblijftijd	comp. 15 comp. 16
		Z7	Zoete zone met korte verblijftijd	Zoet; Cl<0,3; korte verblijftijd	comp. 17 comp. 18 comp. 19

Anno 2013 waren de Zoete Zone met Lange Verblijftijd en met Korte Verblijftijd volledig zoet, en beperkte de zoutintrusie zich tot de oligohaliene zone (Figuur 2.18). Ook beleven mesohaliene chloride concentraties beperkt tot de Zone met Sterke Saliniteitsgradiënt. Het netjes binnen de zone blijven van de chloride-gehalten wordt verklaard door de zeer normale afvoerdebieten in 2013. In jaren met hoge debieten zien we immers Schelde zoeter worden, zoals in de zomers van 2000-2002 (Figuur 2.5). In perioden met zeer lage afvoer zoals de zomer van 2011 daarentegen, verschuift de zoutgrens opwaarts waardoor de Zoete Zone met Lange Verblijftijd een oligohalien karakter krijgt.

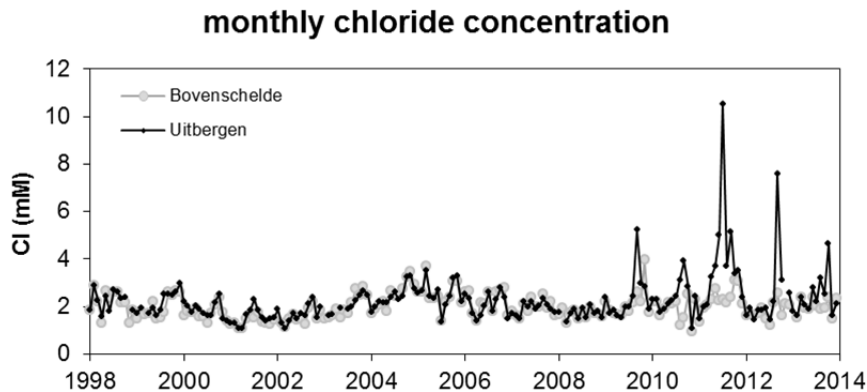


Figuur 2.5 Chloride gehalte in de Zoete Zone met Korte Verblijftijd en het maandgemiddelde debiet (data WLB).

Vanaf 2009 worden in de zomer in de opwaartse delen van de Zeeschelde opmerkelijk hogere chloride concentraties waargenomen. Deze hogere waarden kunnen niet eenvoudig toegeschreven worden aan debietseffecten. Ook in 2013 komen licht verhoogde chloride concentraties voor, hoewel de debieten niet bijzonder laag waren. Wanneer debiet en chloride tegen elkaar worden uitgezet, is een negatieve correlatie merkbaar: hogere chloride gehalten komen voor bij lagere debieten. In de periode 2009-2013 lijkt het verband wel verschoven te zijn: bij gelijkaardige debieten komen nu hogere chloride gehalten voor in de Zoete Zone met Korte Verblijftijd (Figuur 2.6). De verklaring hiervoor ligt niet in de chloride aanvoer vanuit de Bovenschelde. Tot 2009 vertoonden de Bovenschelde en de Zoete Zone met Korte Verblijftijd (station Uitbergen) een gelijke tred. Vanaf 2009 lopen de waarden voor beide locaties uit elkaar en kent de Zeeschelde geregeld veel hogere waarden.



Figuur 2.6 Correlatie debiet (Melle) – chloride.



Figuur 2.7 Gemiddelde chloridegehalte in Bovenschelde en Zoete Zone met Korte Verblijftijd (Uitbergen)

2.5. Zuurstof

Zuurstof is essentieel voor alle hoger leven, en dus een goede graadmeter voor de toestand van het estuarium. Het is de resultante van zuurstofopname (door fysische beluchting en primaire productie door algen) en zuurstofverbruik (in hoofdzaak bacteriën). Zuurstof was het voorbije decennium duidelijk in stijgende lijn. Daar waar in de jaren '90 alle zones van de Schelde te kampen hadden met ernstige zuurstoftekorten ($< 2,5$ mg/l), zijn deze problemen de laatste jaren volledig van de baan. Er wordt zelf oversaturatie gemeten, in 2006 voor het eerst sinds de start van OMES. Anno 2013 komt oversaturatie in de zomer zeer frequent voor, en werden extreem hoge waarden tot 195% zuurstofverzadiging geregistreerd. Deze duiden duidelijk op een overmatige algenbloei en het niet in evenwicht zijn van het ecosysteem. Deze zeer sterke algen bloei leidde gelukkig niet tot typerende eutrofiëringsproblemen zoals nachtelijke anoxie of zuurstoftekorten wanneer de algenmassa afsterft.

Zone met Sterke Saliniteitsgradiënt

De Zone met de Sterke Saliniteitsgradiënt was in het verleden nooit zo zwaar getroffen door lage zuurstofwaarden als de rest van de Zeeschelde. De grote verdunning met zuurstofrijk Westerschelde water lag hier aan de basis. Toch duurde het tot 2007 voordat acute zuurstofproblemen ($ox < 2,5$ mg/l) verdwenen waren (Figuur 2.19). Momenteel worden ook de voorwaarden voor een minimaal goed functioneren uit de Evaluatiemethodiek vervuld: 90% van de metingen ligt boven 6 mg/l in het winterhalfjaar en boven 5 mg/l in het zomerhalfjaar. Merkt op dat dit criterium in deze zone minder streng is dan in andere zones: daar dient 95% van de metingen te voldoen aan het criterium. Reden hiervoor is dat de Zone met Sterke Saliniteitsgradiënt van nature een zone is waar veel respiratie voorkomt, en dus lagere zuurstofwaarden niet ongewoon zijn. In de jaren '90 was deze zone echter de zone met de hoogste zuurstofwaarden in de Schelde, niet omdat deze zone zo goed was, maar omdat de rest van de Zeeschelde er veel slechter aan toe was. Nu de Schelde terug aan de beterhand is, ligt gemiddelde zuurstofconcentratie in de Zone met Sterke Saliniteitsgradiënt anno 2013 lager dan in de zoete zone. Door het minder gunstige lichtklimaat en de sterke zoutschommelingen ontbreekt een zeer sterke primaire productie. In het zoete is die wel aanwezig en zorgt daar voor hogere zuurstofwaarden, ondanks de grote input van BOD uit het bekken.

Tabel 2.3 Gemiddelde zuurstofwaarden per zone en toetsing aan de criteria uit de Evaluatiemethodiek. In zomer- en winterhalfjaar dient 95% (90% voor zone met sterke saliniteitsgradiënt) van de metingen boven 5 resp 6 mg/l te liggen. Alle metingen dienen boven 2,5 mg/l te liggen. In de grijze vakken worden de criteria niet gehaald.

Zone	jaar	Zomer				Winter			
		gemiddelde		% norm		gemiddelde		% norm	
		ox mM	% sat.	>5 mg/l	<2,5 mg/l	ox mM	% sat.	>6 mg/l	<2,5 mg/l
Gradiënt	2013	0,23	75	100%	0%	0,29	77	100%	0%
Oligohalien	2013	0,20	70	82%	0%	0,27	72	100%	0%
Zoet lang	2013	0,27	96	100%	0%	0,31	84	100%	0%
Zoet kort	2013	0,29	101	98%	0%	0,33	89	100%	0%
Rupelbekken	2013	0,22	77	93%	0%	0,27	73	100%	0%

Oligohaliene zone

De Oligohaliene zone was de zone met de grootste zuurstoftekorten. Tot 2008 kwamen hier concentraties onder 2,5 mg/l voor. Dat de Rupel in deze zone uitmondt, lag mee aan de basis van de lage zuurstofwaarden. Via de Rupel kwam immers de grote vuilvracht vanuit Brussel ongezuiverd in de Schelde. Vanaf medio 2007 startte echter ook in Brussel Noord de afvalwaterzuivering, en verdwenen de acute lage zuurstofwaarden snel. Toch blijft deze zone de zone met de laagste zuurstofwaarden in het estuarium. In 2013 was het de enige zone in de Zeeschelde die nog niet voldoet aan de Evaluatiemethodiek: slechts 82% van de metingen in de zomer ligt boven 5 mg/l.

In de oligohaliene zone is er nog steeds sprake van zoutstress en is het lichtklimaat wellicht ook ontoereikend. Het is de zone met gemiddeld de laagste chl a waarden, de primaire productie laag is er laag en de mortaliteit hoog, met bijgevolg af en toe zuurstoftekorten tot gevolg. Deze zone scoort nu slechter dan de Rupel.

Zoete Zone met Lange Verblijftijd

Deze zone was de eerste zone in de Zeeschelde waar de verbeterende waterkwaliteit merkbaar was. Met de sterke toename van de primaire productie na 2003 in de gehele zoete zone, verdwenen in de zone met lange verblijftijd vanaf 2007 de zuurstofwaarden onder 2,5 mg/l. Deze zone was de eerste om te herstellen van acute zuurstoftekorten. In 2013 zijn bovendien voor het eerst alle zuurstofwaarden, zomer en winter, boven 5 resp. 6 mg/l.

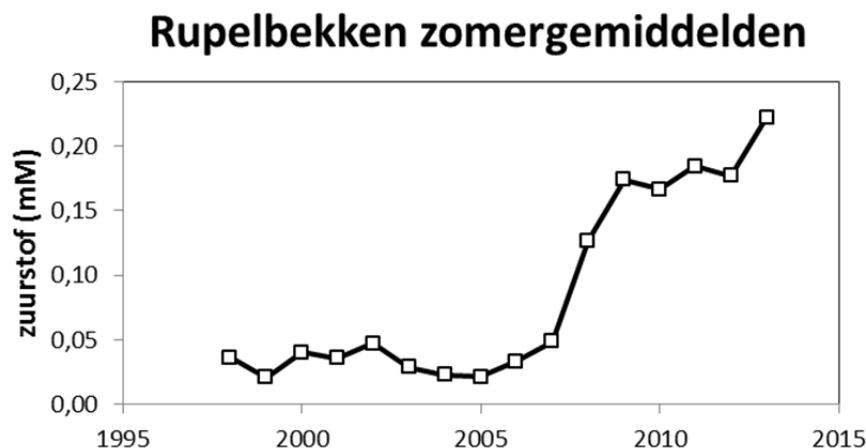
Zoete Zone met Korte Verblijftijd

Deze zone was, samen met de oligohaliene zone, voor 2003 de zone met de laagste zuurstofwaarden. De grote vuilvracht die vanuit het bekken hier in het estuarium kwam, zorgde voor de zeer lage zuurstofwaarden. Sinds 2003 is dankzij de verbeterde waterkwaliteit opnieuw sterke algenbloei mogelijk. De hoogste chlorofyl a waarden worden in deze zone waargenomen. Dankzij deze sterke primaire productie die hier plaatsgrijpt, wordt de binnenkomende vuilvracht sneller gemineraliseerd. Dankzij deze processen in de zoete zone met korte verblijftijd, krijgt de zone met lange verblijftijd veel minder vuilvracht te verwerken. Daardoor worden, ondanks de hogere chl a waarden in de zone met korte verblijftijd, toch gemiddeld hogere zuurstofwaarden opgemeten in de zone met lange verblijftijd dan in de zone met korte verblijftijd. Af en toe duikt zuurstof nog onder 5 mg/l in de zomer, ten gevolge van de mineralisatie van de binnenkomende vuilvracht. Gelukkig ligt 98 % van de metingen in 2013 wel boven 5 mg/l, waardoor hier voor het tweede jaar op rij wordt voldaan aan het evaluatiecriterium.

Deze zone kenmerkt zich door grote extremen in zuurstof: de verzadiging schommelde in 2013 tussen 56 en 195%.

Rupelbekken

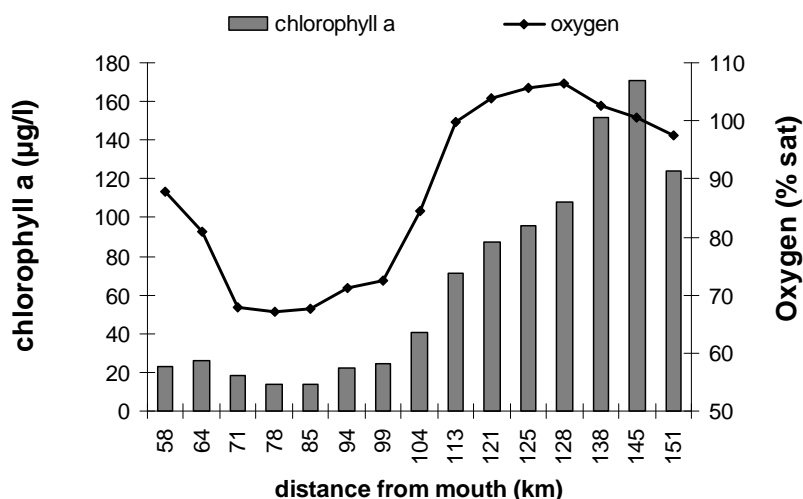
De verbetering die al sinds 2003 gaande was in de Zeeschelde, trad pas na 2007, het jaar waarin de waterzuivering van Brussel-Noord actief werd, in. Tot dan loosde immers ruim 1 miljoen inwoners hun afvalwater ongezuiverd via Zenne en Dijle in de Rupel, en zo in de Schelde. In het zomerhalfjaar dook bijgevolg ruim drie kwart van alle zuurstofwaarnemingen onder 2,5 mg/l. Vanaf 2007 gaat de gemiddelde zuurstofconcentratie echter pijlsnel omhoog (Figuur 2.8). Vanaf 2009 zijn er geen waarnemingen meer onder 2,5 mg/l. In 2013 ligt 93% van de waarnemingen in de zomer boven 5 mg/l, waardoor de Rupel bijna voldoet aan de criteria (= 95% van de metingen boven 5 mg/l in zomerhalfjaar). In de winter liggen alle metingen boven 6 mg/l.



Figuur 2.8 Gemiddelde zuurstofconcentratie in het zomerhalfjaar in het Rupelbekken

2.6. Chlorofyl a

Algen, het fytoplankton en fytobenthos, worden in groot detail besproken in hoofdstukken 5 (concentraties en soortensamenstelling) en 6 (primaire productie door algen), maar worden reeds beknopt aangehaald omdat ze sterk de waterkwaliteit in de Zeeschelde bepalen. Het is mede dankzij een sterke primaire productie dat de Zeeschelde hoge zuurstofconcentraties kent. Jaren met verminderde algenbloei, zoals 2011 vertonen ook een iets lagere gemiddelde zuurstofconcentratie in de zomer. Ook langsheen het estuarium lopen zuurstof en chlorofyl a waarden parallel (Figuur 2.9), al kan het zuurstofverloop niet uitsluitend aan primaire productie toegeschreven worden.



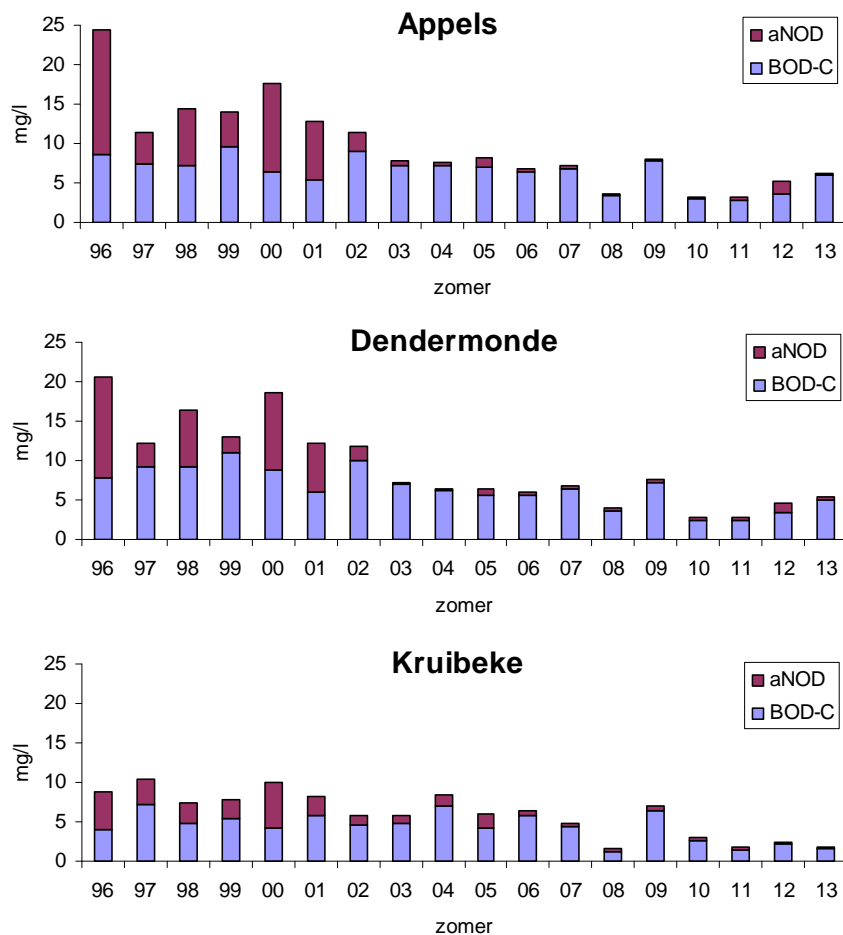
Figuur 2.9 zomergemiddelde chl a concentratie (µg/l) en zuurstofverzadiging in de Zeeschelde in 2013.

2.7. Biochemische zuurstofvraag

De biochemische zuurstofvraag vormt een maat voor de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (BOD-C) en de zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD). Het is met andere woorden een maat voor de hoeveel zuurstof die organismen uit het water zullen onttrekken om de vuilvracht om te zetten in nitraten en CO₂.

In de jaren '90 bestond meer dan de helft van de totale zuurstofvraag uit zuurstofvraag voor nitrificatie, in Figuur 2.10 benaderd door de aNOD: de zuurstofvraag voor nitrificatie van de aanwezige anorganische stikstofcomponenten NH₄⁺ en NO₂⁻. Door de daling van deze stikstof vanuit het bekken, en de veel snellere omzetting ervan in het estuarium dankzij de hogere zuurstofgehalten, verdwijnt deze aNOD langzaam uit het estuarium. In de zomermaanden, wanneer het zuurstofgehalte hoog is en de nitrificerende bacteriepopulatie actief is, is er amper nog aNOD waar te nemen anno 2013. Hooguit nabij de opwaartse grens van het estuarium komt aNOD nog beperkt voor, in de rest van het estuarium wordt in de zomer het criterium uit de Evaluatiemethodiek (2 mg/l aNOD) niet meer overschreden. In de wintermaanden ligt de aNOD concentratie echter wel duidelijk boven het criterium: de populatie nitrificeerders in de Schelde is dan maar amper actief door de lagere temperaturen. Het is louter door verdunning dat de concentratie afneemt tot net onder het criterium nabij de Belgisch-Nederlandse grens (Figuur 2.22).

Ook de BOD-C vertoont een dalende trend (Figuur 2.21), zij het iets minder spectaculair dan bij aNOD. De laatste jaren is er van een daling geen sprake meer maar vertoont BOD-C eerder een fluctuerend verloop. Wellicht is de allochtone input van organische koolstof wel afgenomen, maar wordt de BOD-C nu meer samengesteld door autochtoon geproduceerde koolstofverbindingen, ten gevolge van de sterke algenbloei.



Figuur 2.10 Zuurstofvraag in de zomermaanden te Appels, Dendermond en Kruibeke

2.8. pH

Sterke bacteriële respiratie verlaagt de pH, primaire productie doet pH stijgen. De evolutie van een respiratie gedomineerd, heterotroof systeem naar een autotroof systeem is dan ook mooi te zien in het pH verloop. De Schelde wordt langzaam basischer, een trend die zich anno 2013 doorzet, met de hoge pH in de zones met sterke algenbloei (Figuur 2.23).

2.9. Silicium

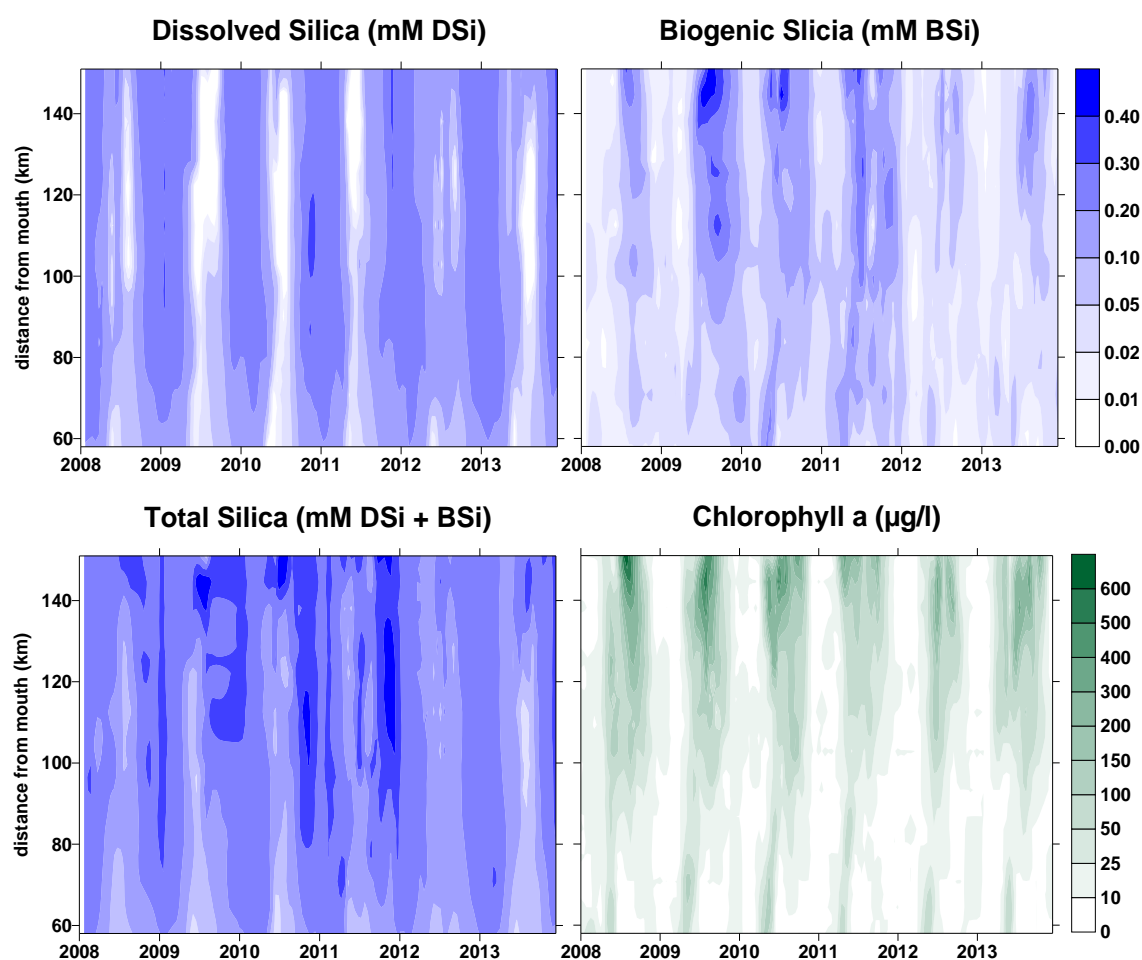
Naast stikstof en fosfor krijgt het Silicium bijzondere aandacht als essentieel voedingselement voor diatomeeën. Diatomeeën nemen opgelost silicium (DSi) op voor de bouw van hun skelet. De aanwezigheid van DSi is dus essentieel voor de groei van diatomeeën. Ook N en P zijn essentieel, maar doorgaans zijn deze nutriënten, in tegenstelling tot DSi, in overvloed aanwezig in het Scheldewater. Bij gebrek aan DSi, zullen gewone groenalgen die geen skelet en dus geen silicium

nodig hebben, het overnemen van de diatomeeën. Echter, deze groenalgen zijn minder geschikt als voedsel, waardoor de voedselketen wordt verstoord.

Perioden van sterke algenbloei (diatomeebloei) tekenen zich duidelijk af in het DSi verloop: tijdens algenbloei dalen de DSi concentraties sterk (Figuur 2.24). Tijdens de zeer sterke algenbloei in de zomer van 2004 bijvoorbeeld, was er een lange periode van zeer lage DSi waarden, met een groot risico op schadelijke groenalgenbloei.

De laatste jaren is de zomerse DSi daling iets minder uitgesproken dan een tiental jaar geleden. Jaargemiddeld lag de chl a concentratie soms iets lager, maar toch komen hoge pieken in algenbloei en dus sterke DSi consumptie nog veelvuldig voor. Mogelijks zorgt de sterk toegenomen zoöplanktongemeenschap voor een efficiëntere begrazing en het terug vrijstellen van DSi, zodat DSi tekorten worden vermeden.

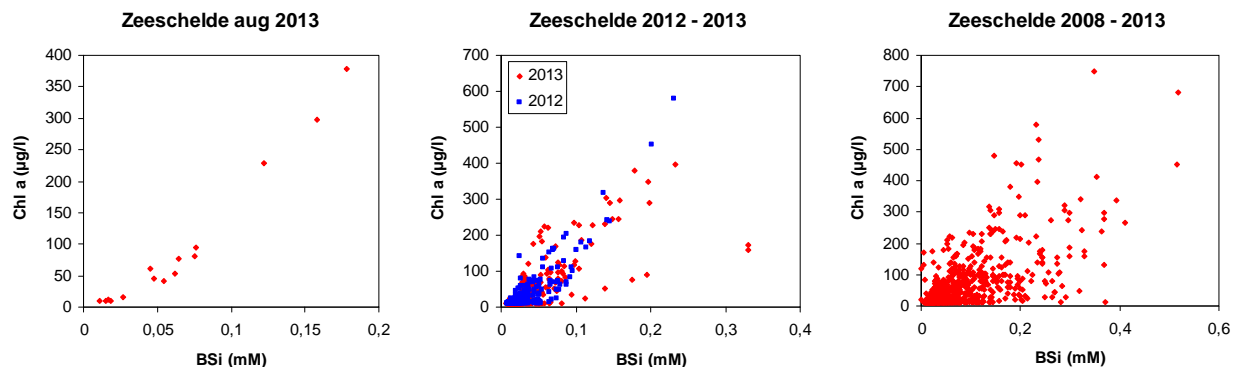
Als silicium wordt opgenomen door organismen en ingebouwd in biologische structuren, spreken we van biogeen silicium (BSi). Dit BSi is niet meer rechtstreeks opneembaar door algen, maar moet eerst terug afgebroken worden tot DSi. Dit BSi wordt in de Schelde sinds 2008 systematisch mee gemeten (Figuur 2.11).



Figuur 2.11 Surface plots voor opgelost silicium (DSi), biogeen silicium (BSi), total silicium en chlorofyl a, op basis van maandelijkse (winterhalfjaar) en tweewekelijkse (zomerhalfjaar) data.

Op deze figuren is duidelijk de interactie tussen algenbloei (chl a) en DSi en BSi te zien. Bij algenbloei wordt DSi door diatomeeën geconsumeerd en opgezet in BSi. De pieken in chl a vallen mooi samen met pieken in BSi. Figuur 2.12 toont de correlatie tussen Chl a en BSi voor verschillende perioden. Voor bijvoorbeeld augustus 2013 is een duidelijk lineair verband zichtbaar, dat illustreert dat het

aanwezige BSi in de Schelde afkomstig is van de aanwezige algenpopulatie. Over een ruimere periode beschouwd, is dat verband minder duidelijk: het BSi gehalte verschilt wellicht sterk van lagesoort tot algensoort, en de verhouding aan soorten is geen constante in de Schelde. Ook het aandeel afgestorven fytoplankton, wat BSi bevat maar geen chl a meer, kan sterk variëren.



Figuur 2.12 correlatie tussen BSi en chl a in de Zeeschelde

2.10. Stikstof

Stikstof is, net als P, een essentieel nutriënt voor de groei van algen. N is echter in de Zeeschelde in zo'n grote overmaat aanwezig dat het kan leiden tot buitensporige bloei met potentieel negatieve gevolgen: eutrofiëring. Toch komt het in de Zeeschelde niet zover: het slechte lichtklimaat houdt algenbloei binnen de perken, al blijft het gevaar wel latent aanwezig. Ook stromen nu veel te grote vrachten aan stikstof de Schelde door, die momenteel in het estuarium zelf geen al te grote problemen veroorzaken, maar wel in de kustzone de eutrofiëring voeden. Daarom legt MONEOS een maximum export van totaal anorganische stikstof (TDIN) vanuit het estuarium naar de kust op, en mag de gemiddelde TDIN concentratie niet stijgen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije 6 jaar. Zoals Figuur 2.13 toont, zit TDIN in 2013 nog steeds in dalende lijn ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije 6 jaar, waardoor wordt voldaan aan dit criterium.

De samenstelling van TDIN is de voorbije jaren duidelijk veranderd. In de jaren '90 vormde ammonium nog een belangrijk aandeel in de totale stikstofconcentratie. Door de sterke toename van het zuurstofgehalte kon dit ammonium efficiënter genitrificeerd worden, waardoor NH_4^+ daalde, maar NO_3^- steeg. Door de hogere zuurstofwaarden werd bovendien het denitrificatieproces, een anoxisch proces waarbij stikstof als N_2 -gas verdijnt uit de waterkolom, sterk geïnhibeed. De sterke seizoensaliteit waarbij NO_3^- zomers sterk daalt door een sterke denitrificatie, verdwijnt langzaam.

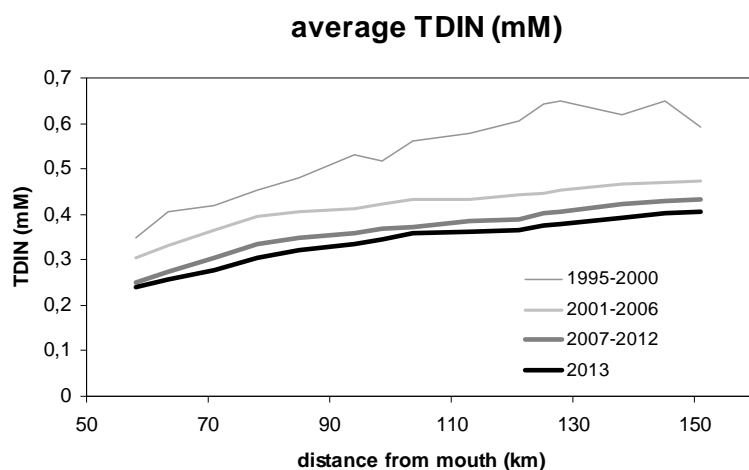
Door verder doorgedreven waterzuivering is de input van zowel ammonium als nitraat vanuit het bekken ook duidelijk in dalende lijn. Dit vertaalt zich verder in de dalende concentraties in het estuarium.

Voor ammonium en nitraat legt de Evaluatiemethodiek geen maxima op, maar een maximum voor ammonium zit impliciet vervat in de aNOD, aangezien het in hoofdzaak NH_4^+ is wat verantwoordelijk is voor de zuurstofvraag voor nitrificatie.

Omwille van de toxiciteit van ammoniak en nitriet, zijn voor deze stikstofvormen wel criteria opgenomen: maximaal 0,025 mg/l voor NH_3 en 0,1 voor NO_2^- . Op Figuur 2.25 is duidelijk te zien dat nitriet in dalende lijn is, maar dat anno 2013 nog niet wordt voldaan aan de criteria uit de Evaluatiemethodiek. Na de sterke daling in de periode 2000 – 2010 wordt recent ook geen verdere

afname meer geconstateerd en blijft vooral de zoete Zeeschelde nog te veel nitriet (meer dan 0,01 mg/l) bevatten.

In de jaren '90 kwam ook het toxische ammoniak in te hoge concentraties voor in de Zeeschelde (Figuur 2.26). Vanaf 2006 echter komt zeer stikstof nog enkel sporadisch in zeer lage concentraties voor, zodat het risico op ammoniak toxiciteit is verdwenen.



Figuur 2.13 Gemiddelde concentratie voor total opgeloste anorganische stikstof (TDIN) langsheen de Zeeschelde.

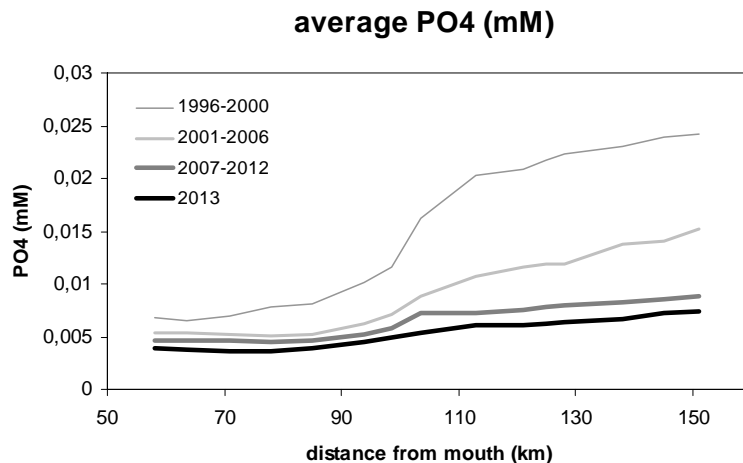
In tegenstelling tot de TDIN fractie, vertoont de concentratie organische stikstof geen dalende trend (Figuur 2.29). In periode 1998-2002 is er wel een afname, maar die is wellicht toe te schrijven aan de sterke debieten en het verdunnende effect ervan in die periode. Na deze wasperiode verschijnen immers terug hogere concentraties aan organische stikstof. Vermoedelijk gaat het om veel autochtoon organisch materiaal, geproduceerd door de sterke algenbloei. De pieken in organische stikstof vallen immers tijdens de maanden met maximale chl a gehalten.

Wanneer de totale stikstofvracht wordt beschouwd (TDIN + organische stikstof), dan wordt over de ganse OMES periode een duidelijke dalende trend waargenomen (Figuur 2.30). De totale import in het estuarium en de export van stikstof richting Noordzee zijn in dalende lijn.

2.11. Fosfor

Hoewel minder abundant aanwezig als stikstof, is fosfor doorgaans in veel te hoge concentratie aanwezig in het Scheldewater. De Evaluatiemethodiek stelt daarom dat de gemiddelde fosfaatconcentratie niet mag toenemen ten opzichte van het gemiddelde van de voorbije 6 jaar. Uit Figuur 2.14 volgt duidelijk dat fosfaat anno 2013 nog steeds in dalende lijn is ten opzichte van het gemiddelde van voorgaande jaren.

De surface plot voor fosfaat (Figuur 2.31) illustreert mooi de sterke afname van fosfaat. De sterkste afname situeert zich in de zoete zones eind jaren '90, maar de daling zet zich langzaam verder in 2013. Ook totaal fosfor kent een afname, vooral ook eind jaren '90 (Figuur 2.32). De laatste jaren is de afname echter gestagneerd.



Figuur 2.14 Gemiddelde concentratie voor Fosfaat (PO4) langs de Zeeschelde.

2.12. Lichtklimaat

Vermits fotosynthese, primaire productie, afhankelijk is van licht, is de hoeveelheid licht die kan doordringen in de waterkolom van elementair belang voor het ecosysteem. Door het troebele water kan slechts een beperkte fractie van het invallende zonlicht doordringen in de waterkolom, en vormt de lichtbeschikbaarheid de limiterende factor voor algenbloei.

Voor het bepalen van het lichtklimaat wordt daarom de lichtextinctiecoëfficiënt k_d gemeten: de mate waarin licht afneemt met de diepte, door de troebelheid van het water. Hiertoe worden twee lichtsensoren gebruikt die op een gekende afstand van elkaar (Δz) worden gemonteerd. Het invallende licht kan nu gelijktijdig op twee verschillende dieptes gemeten worden. Voor een meting moeten geen sensoren op en neer bewogen worden, en fluctuaties in het invallende licht vormen geen probleem: ze worden door beide sensoren gelijktijdig geregistreerd. Wanneer men uitgaat van een exponentiële afname met de diepte van het invallende licht, kan de extinctiecoëfficiënt via volgende formule bepaald worden:

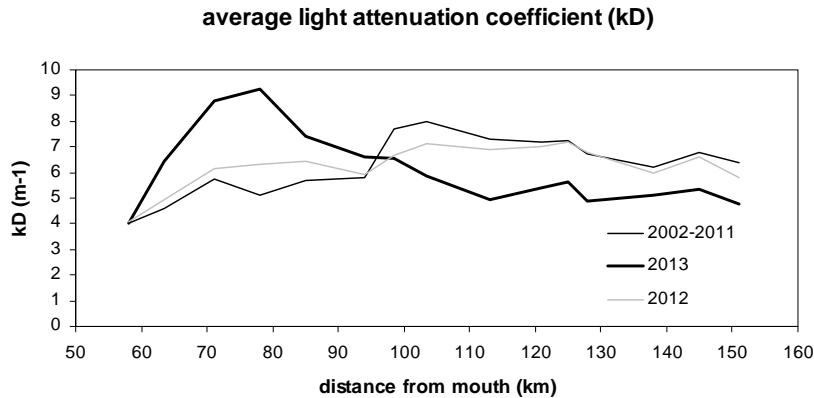
$$k_d = \frac{1}{\Delta z} \ln \left(\frac{E_1}{E_2} \right)$$

waarbij E_1 de lichtinstraling aan de bovenste sensor is, E_2 de instraling aan de onderste sensor en (Δz) de verticale afstand tussen beide sensoren. Het is dus mogelijk om k_d continu te meten, zelfs bij sterk fluctuerende lichtinstraling.

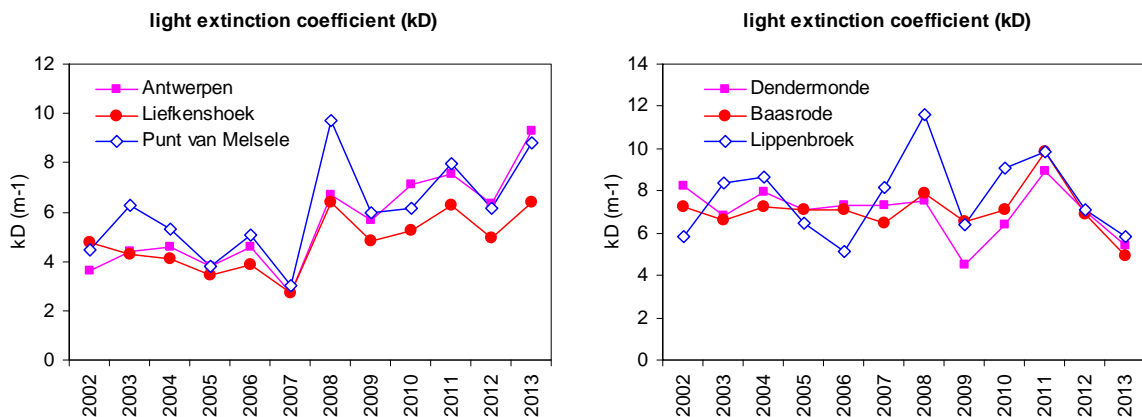
De lichtextinctie coëfficiënt k_d wordt sinds 2012 door de Universiteit Antwerpen gemeten, voorheen door ULB en VUB-HYDR. De lichtextinctie in 2012 lag min of meer in lijn met de waarnemingen van de voorgaande jaren, waarbij de hoogste k_d waarden werden waargenomen in de oligohaliene zone en de zoete zone met lange verblijftijd. In 2013 is dit patroon omgekeerd: de hoogste waarden worden in de zone met sterke saliniteitsgradiënt opgemeten (Figuur 2.15). Figuur 2.16 toont links enkele stations in de zone met sterke saliniteitsgradiënt, waar een toenemende trend zichtbaar is. Rechts staan enkele stations meer opwaarts, waar de lichtextinctie in 2013 lager ligt.

Vanuit k_d kan de eufotische diepte bepaald worden (Figuur 2.33). Dit is de diepte tot waar het invallende licht kan doordringen, gedefinieerd als de diepte waarop nog slechts 1% van het invallende licht aanwezig is. Nabij station Grens bedraagt deze gemiddeld meer dan 1 meter, met

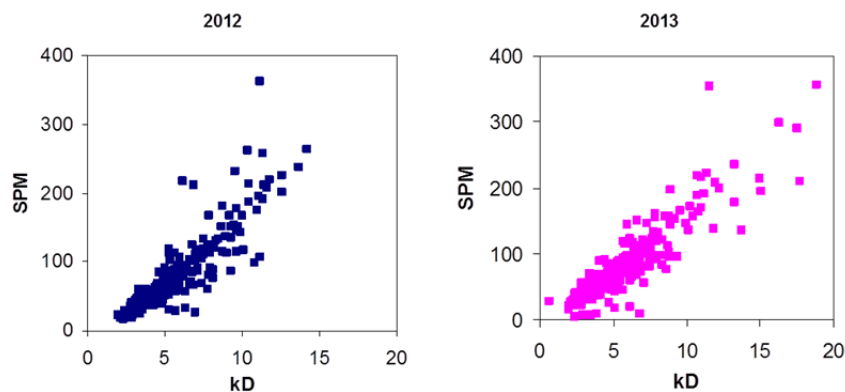
uitschieters tot meer dan 2 meter. In de oligohaliene zone was deze gemiddeld nog slechts 60 cm, met af en toe minima onder de 30 cm. De lichtextinctie coëfficiënt wordt in grote mate bepaald door de hoeveelheid zwevende stof in het water. Er werd een mooie correlatie aangetroffen tussen kD en SPM (Figuur 2.17). Figuur 2.34 toont de zwevende stofconcentratie in de bovenste waterlagen, waarin ook de kD wordt bepaald.



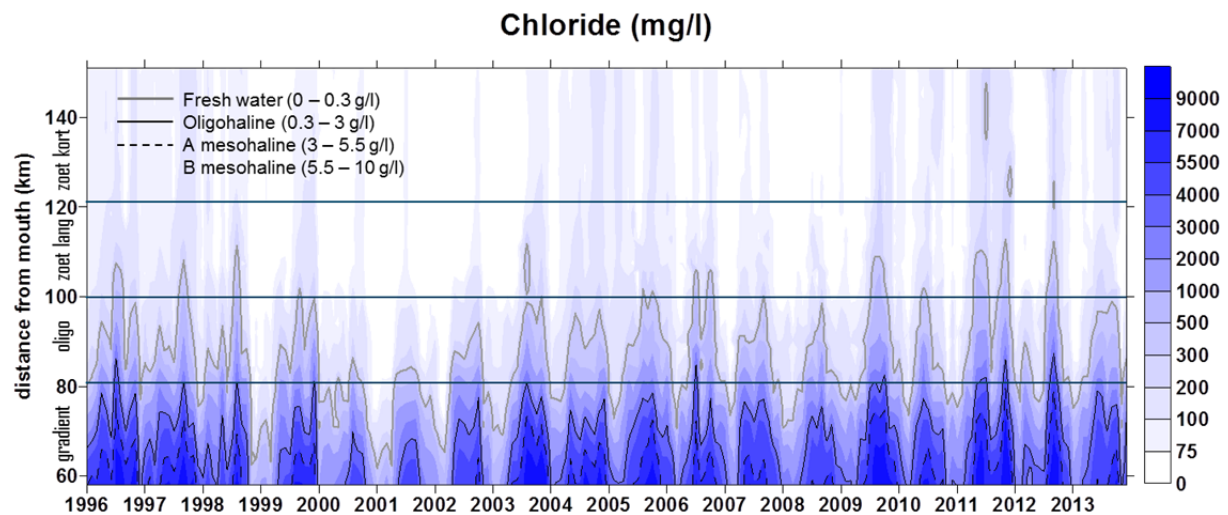
Figuur 2.15 Jaargemiddelde lichtextinctie coëfficiënt voor 2012 en 2013, en de gemiddelde lichtextinctie coëfficiënt voor de periode 2002-2011.



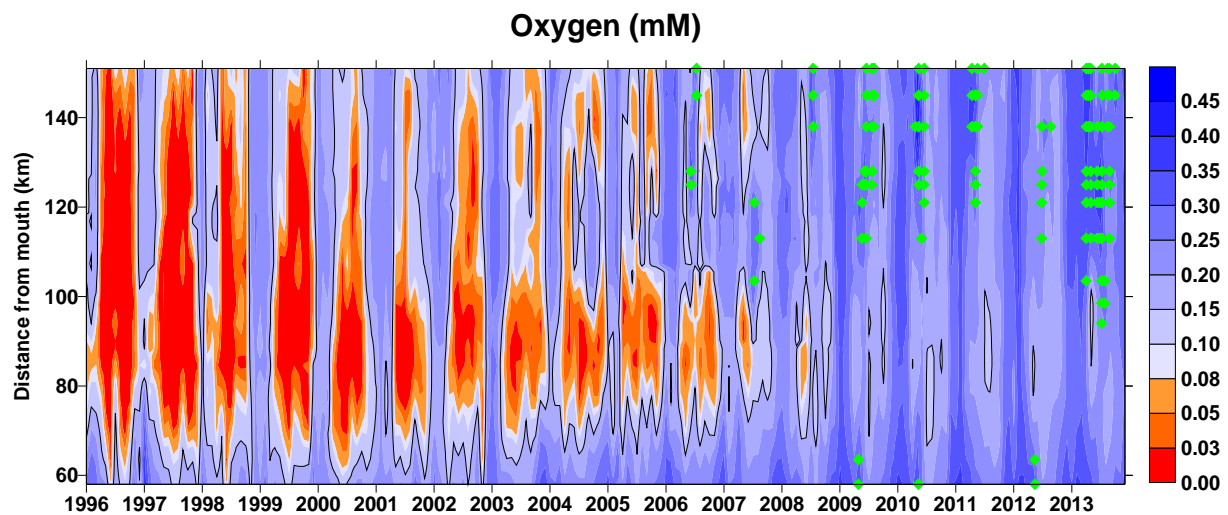
Figuur 2.16 Jaargemiddelde lichtextinctie coëfficiënt voor diverse stations in de Zeeschelde.



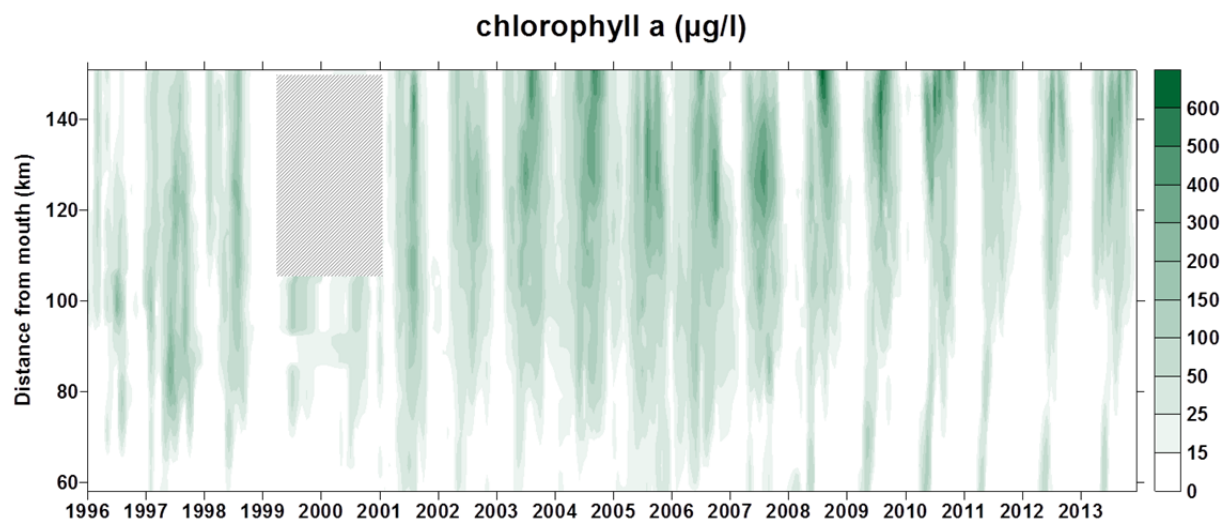
Figuur 2.17 Correlatie tussen de lichtextinctiecoëfficiënt (m^{-1}) en de concentratie zwevende stof (mg/l)



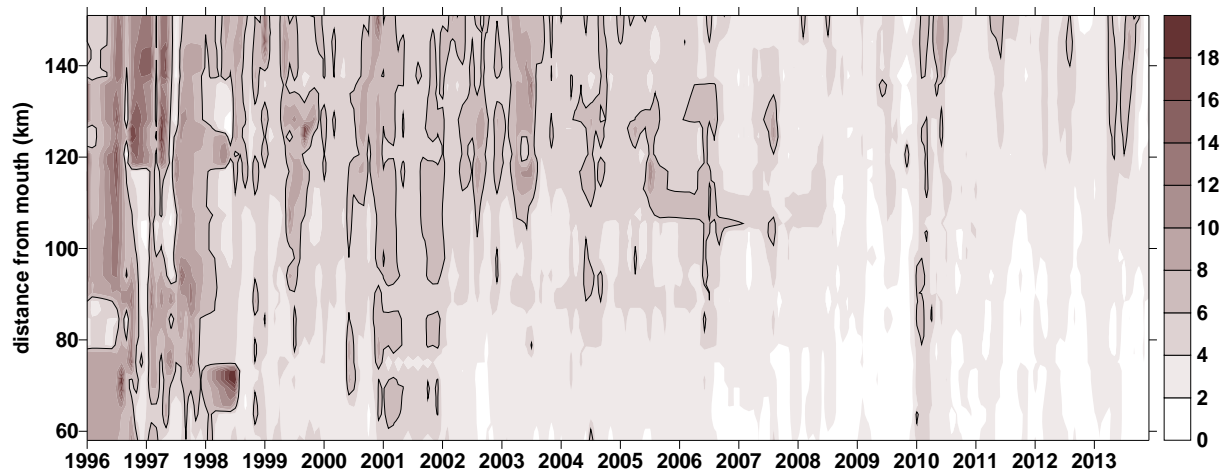
Figuur 2.18 Surface plot van chloride (mg/l) met aanduiding van de OMES zones.



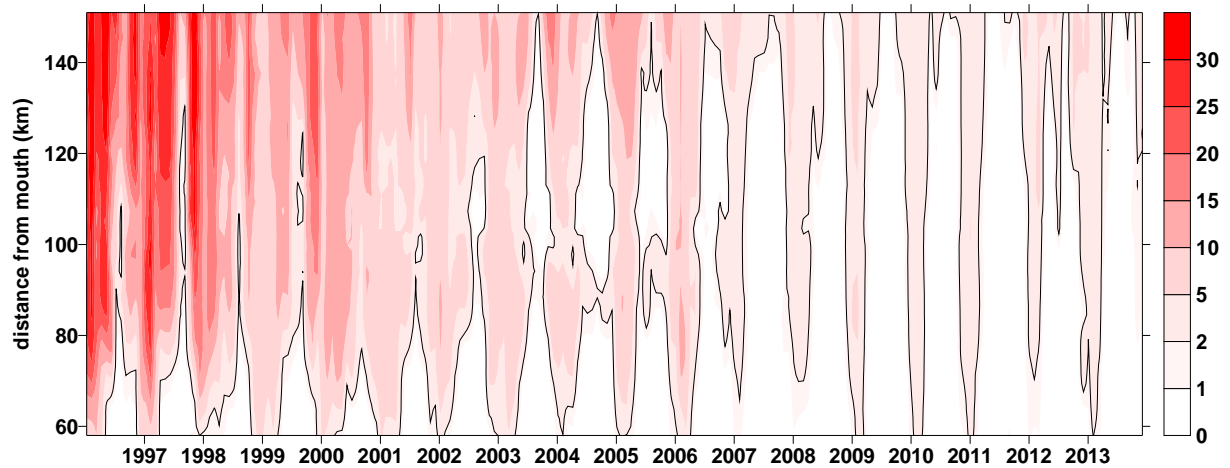
Figuur 2.19 Surface plot met zuurstofconcentratie (mM), op basis van maandelijkse metingen (winter) en twee metingen per maand (zomer). De zwarte lijn markeert de grens van 5 mg/l (0,16 mM). Rode en oranje waarden duiken onder 2,5 mg/l (0,08 mM). Groene stippen zijn metingen met oversaturatie.



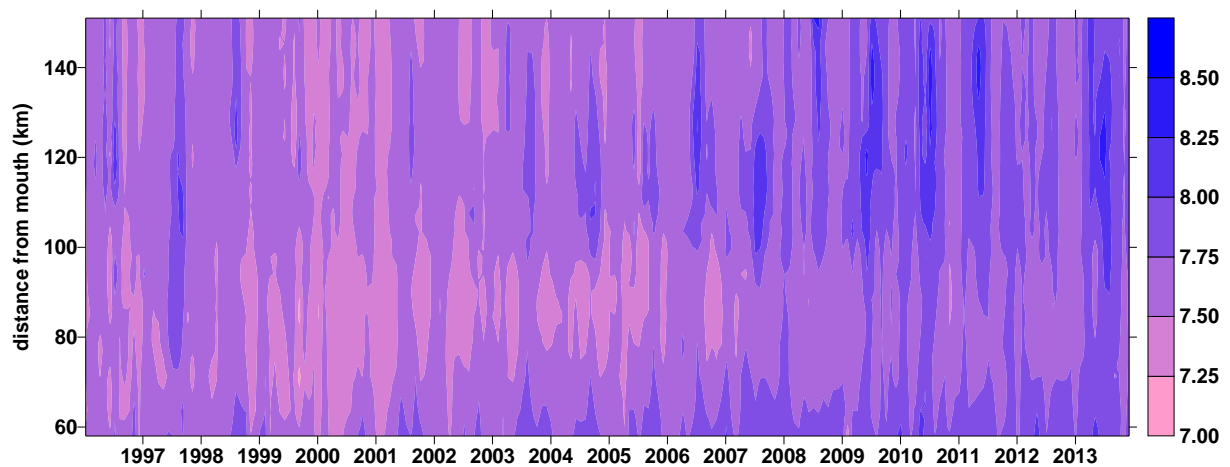
Figuur 2.20 Surface plot van het chlorofyl a gehalte in de Zeeschelde.

BOD-C (mg/l Carbonaceous biochemical oxygen demand)

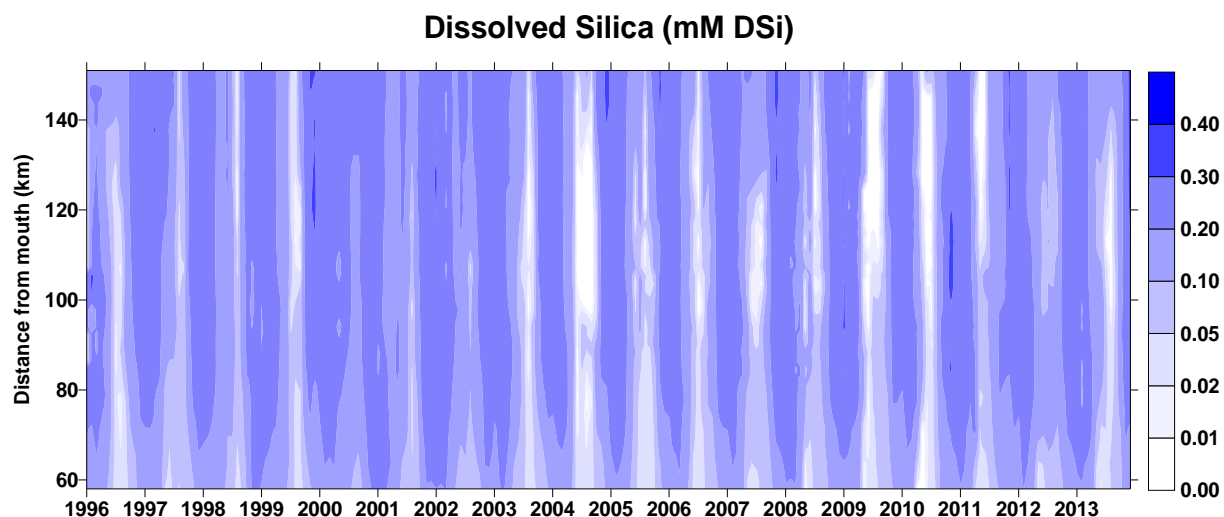
Figuur 2.21 Surface plot van biochemische zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (BOD-C) in de Zeeschelde. De zwarte lijn geeft de grens van 6 mg/l weer.

aNOD (mg/l O₂)

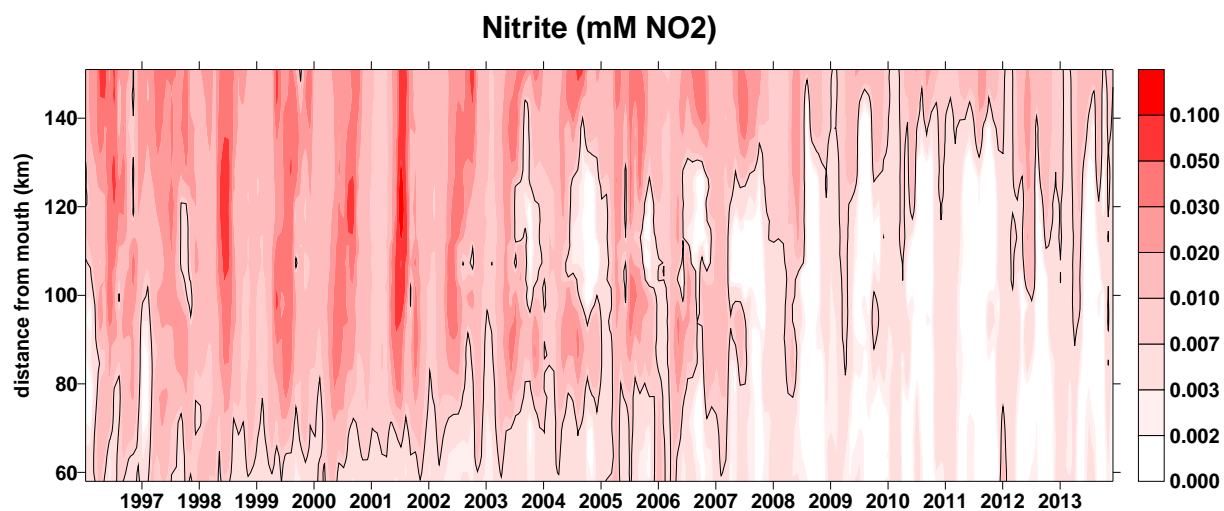
Figuur 2.22 Surface plot van de anorganische stikstof-zuurstofvraag in de Zeeschelde. De zwarte lijn geeft de grens van 2 mg/l weer.

pH

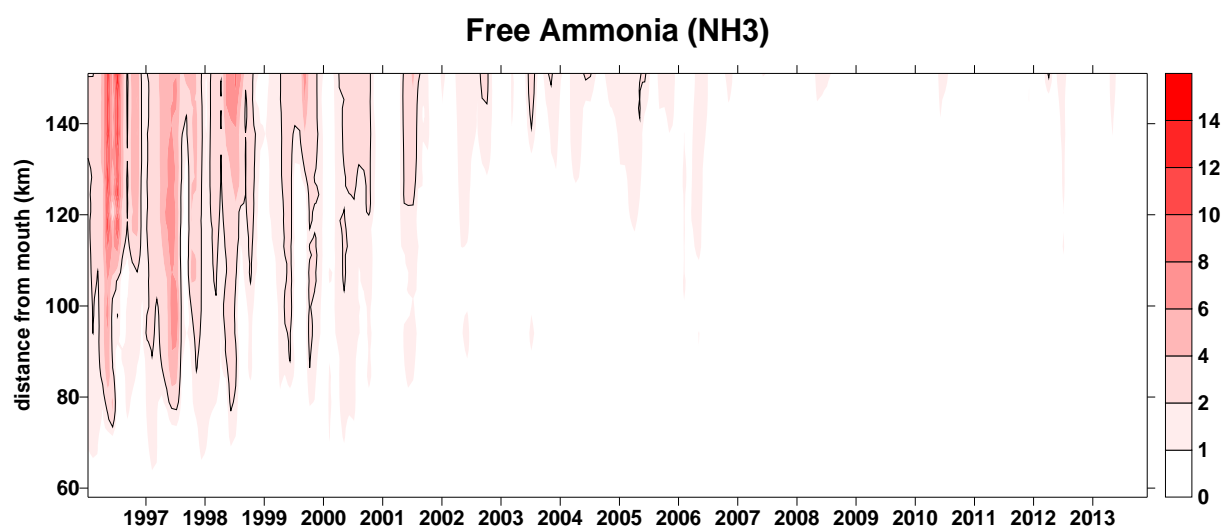
Figuur 2.23 Surface plot voor zuurtegraad (pH), op basis van maandelijkse gemiddelden



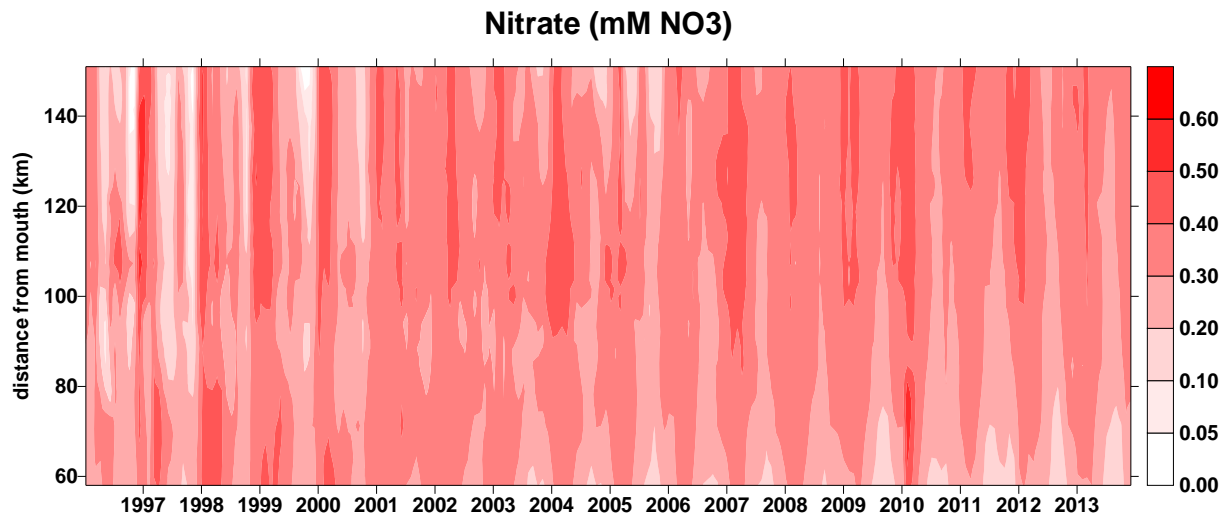
Figuur 2.24 Surface plot voor opgelost silicium (DSi), op basis van maandelijkse gemiddelden



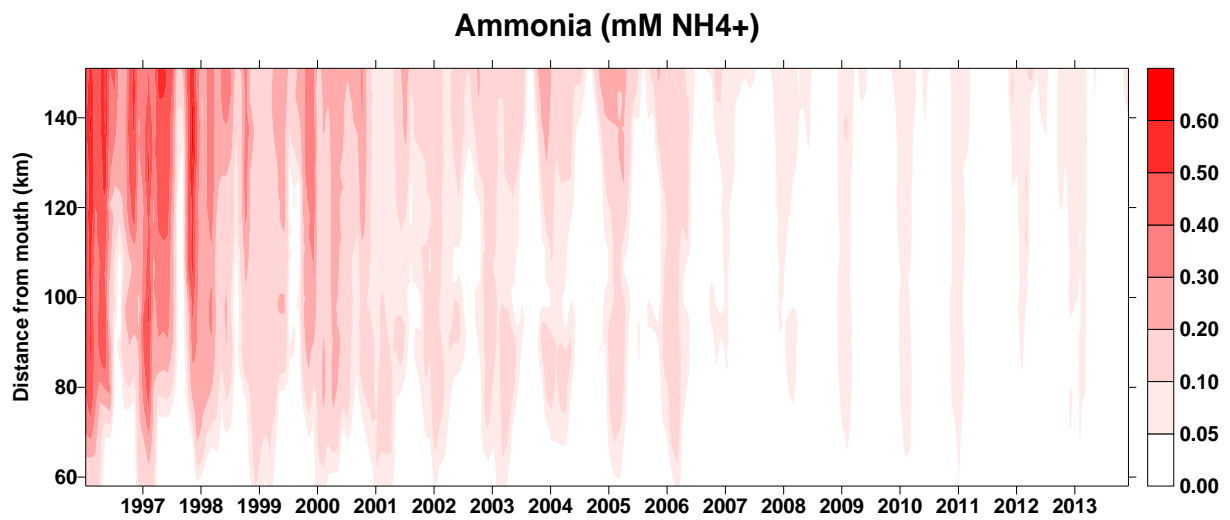
Figuur 2.25 Surface plot voor nitriet, op basis van maandelijkse gemiddelden. De zwarte lijn geeft de grens van 0,1 mg/l weer.



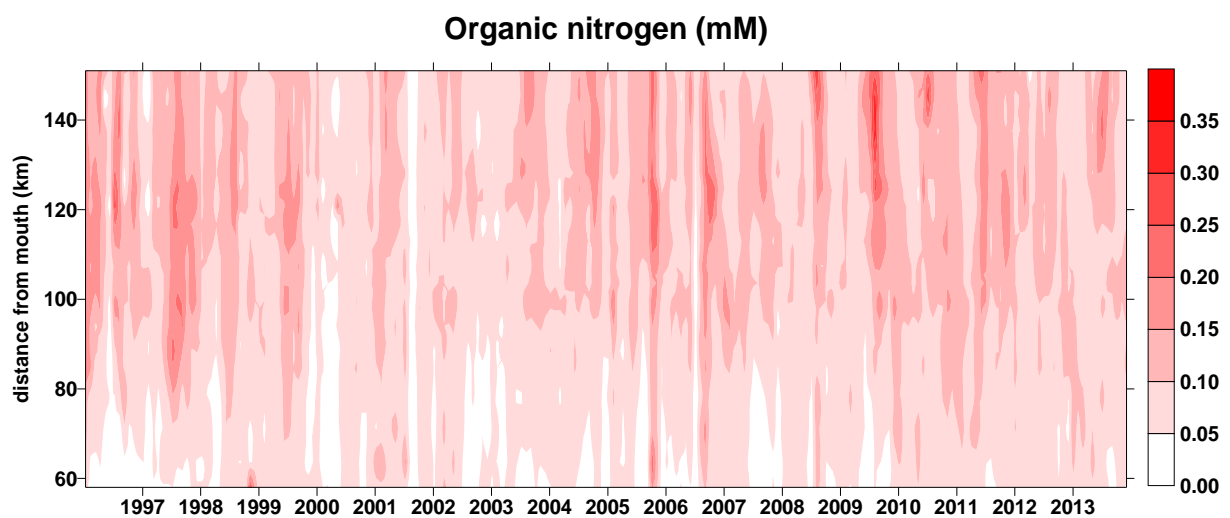
Figuur 2.26 Surface plot voor ammoniakstikstof, op basis van maandelijkse gemiddelden. De zwarte lijn geeft de grens van 0,025 mg/l weer.



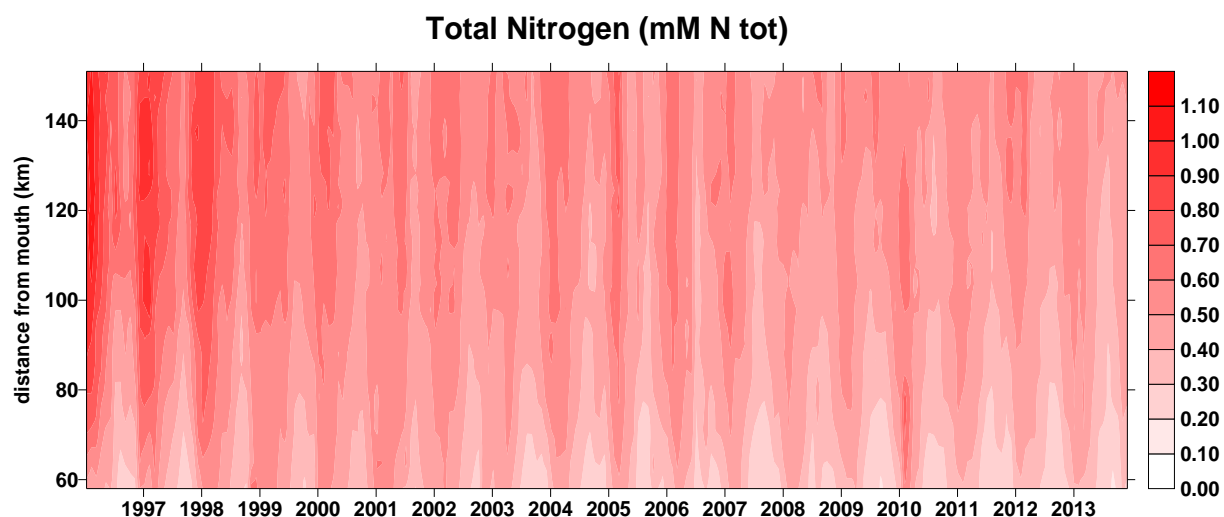
Figuur 2.27 Surface plot voor nitraat, op basis van maandelijkse gemiddelden.



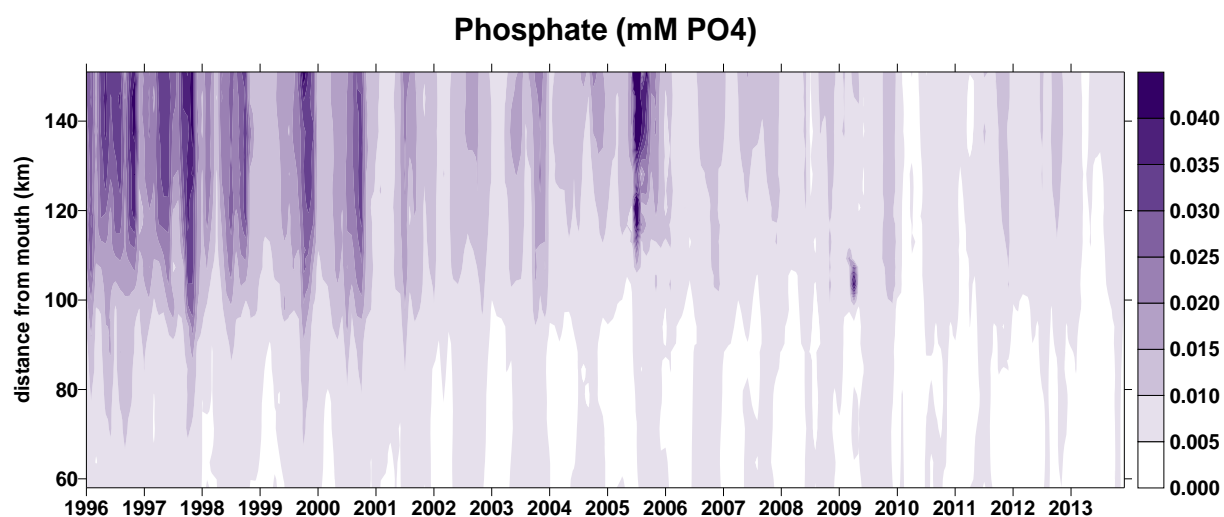
Figuur 2.28 Surface plot voor ammonium, op basis van maandelijkse gemiddelden.



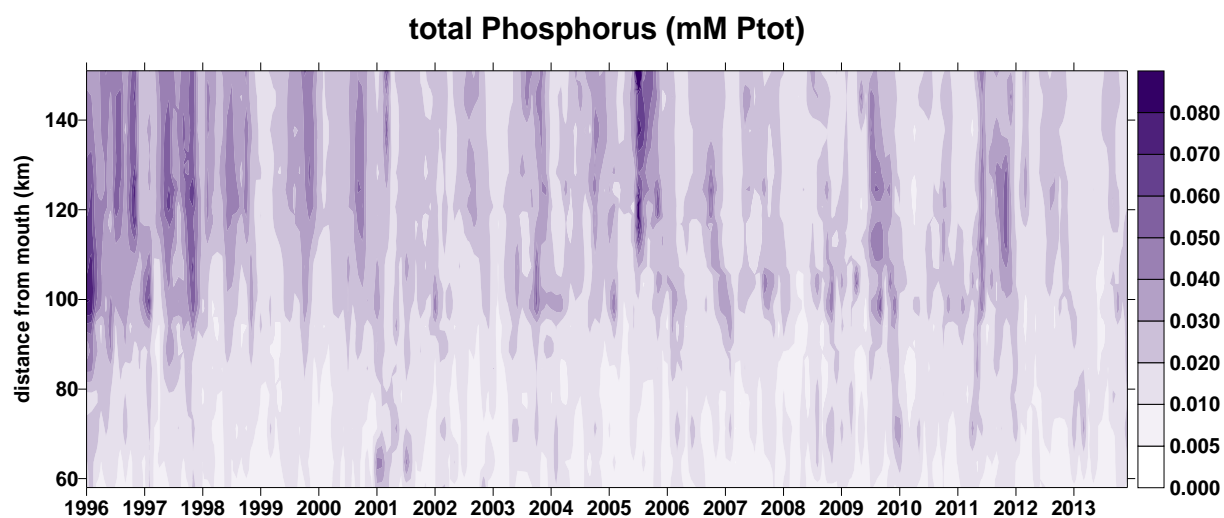
Figuur 2.29 Surface plot voor organische stikstof (Kjeldahl-N – NH₄⁺-N), op basis van maandelijkse gemiddelden.



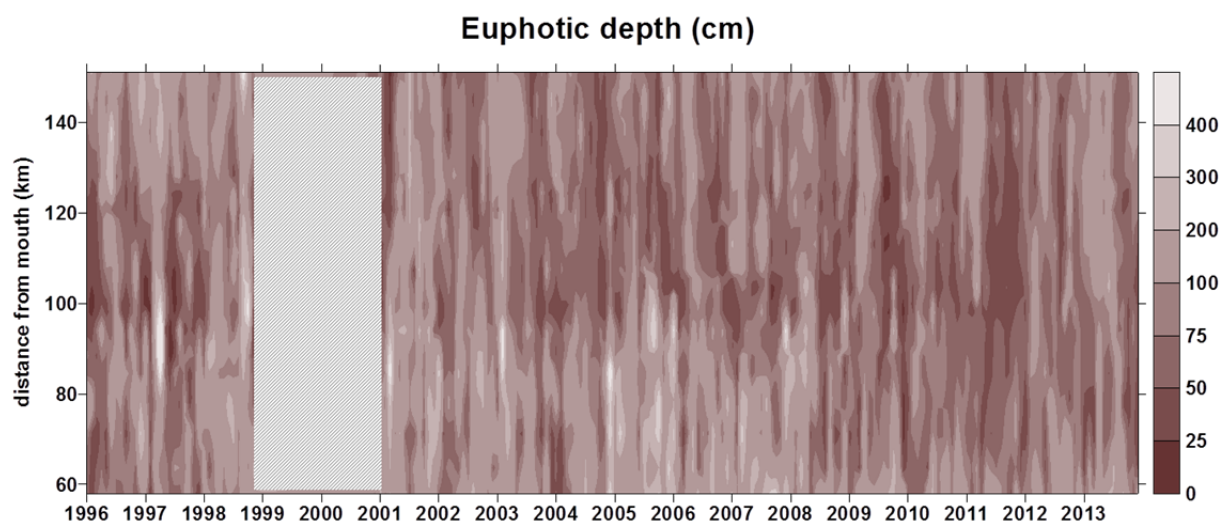
Figuur 2.30 Surface plot van total stikstof (TDIN + organische N), op basis van maandelijkse gemiddelden.



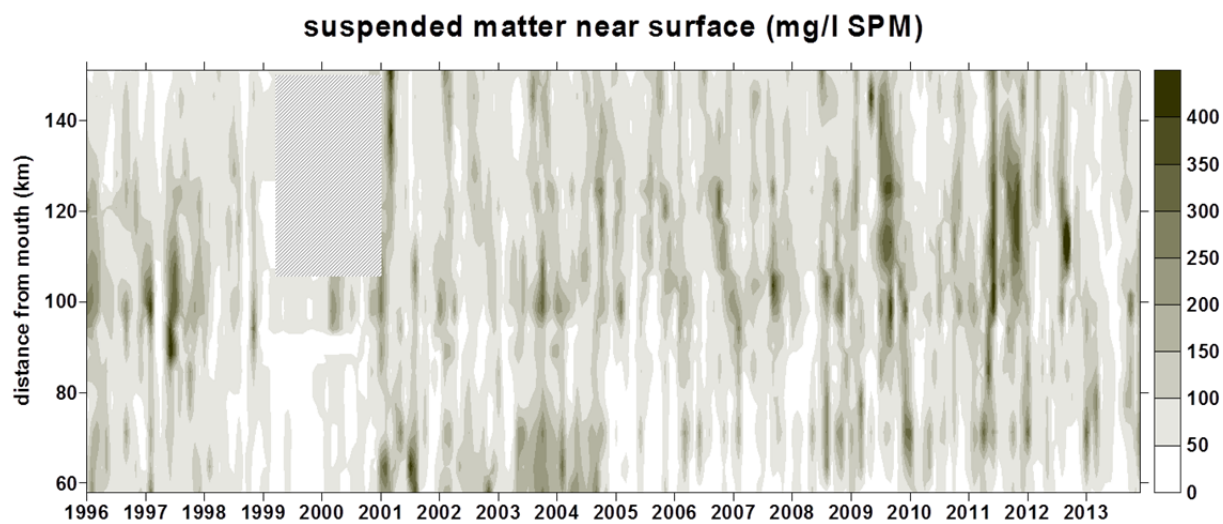
Figuur 2.31 Surface plot van Fosfaat, op basis van maandelijkse gemiddelden



Figuur 2.32 Surface plot van totaal fosfor, op basis van maandelijkse gemiddelden



Figuur 2.33 Surface plot voor eufotische diepte, op basis van maandelijks gemiddelde k_D data.



Figuur 2.34 Surface plot voor zwevende stof nabij het oppervlak (schepstalen), op basis van maandelijkse gemiddelden.

Hoofdstuk 3. Koolstofcyclus in het Schelde-estuarium

Hedendaagse situatie (2013) en lange termijn trends (1996-2013)

Natacha Brion

Claire Morgues

David Verstraeten

Willy Baeyens

Eindverslag voor deelstudie 3, periode 2013

Analytische, Milieu en Geochemie (AMGC, previously ANCH), Vrije Universiteit Brussel,
Pleinlaan 2, B-1050 Brussel

3.1. Introduction

The Scheldt Estuary is the outlet of one of the most densely populated watersheds of Europe (425 inh./km²) and is therefore characterized by its high loads of carbon partly linked to sewage disposal. Until the 1990's sewage treatment in the catchment was poor and intense microbial activities in summer low flow conditions often resulted in oxygen depletion in the upper estuary (Meire et al., 2005). Thanks to wastewater treatment, dissolved oxygen concentrations increased during the eighties, and continued to improve until these recent years. The Scheldt Estuary is thus an ecosystem experiencing very important biogeochemical changes since the last 20 years and these have major effect on the C cycling.

The objectives of “perceel 2” are to describe and understand past and present variations of the carbon dynamics in the Scheldt estuary between Gent and the border with the Netherlands (approx. Zandvliet).

The studied parameters include dissolved inorganic carbon forms (mainly CO₂), particulate and dissolved organic carbon (POC and DOC), Particulate nitrogen (PN) and C/N ratios of suspended particulate material. Additionally we also study the isotopic signature of dissolved inorganic carbon (DIC) and of POC as they can give us information about the relative importance of respiration vs primary production processes. In a very simplified view we can say that when primary production is important, the DIC becomes “heavier” ($\delta^{13}\text{C}$ -DIC will increase) and the POC “lighter” ($\delta^{13}\text{C}$ -POC will decrease) while the opposite will be observed when respiration processes dominate.

3.2. Material and methods

3.2.1. Sampling

Between January and December 2013, the general OMES sampling strategy was followed as described in previous chapters and included 22 longitudinal profiles (26 stations in Scheldt and Rupel + tributaries), 3 tidal profiles of 13 hours in the Schelde and Rupel mainstreams (May 2013–Schoonaarde, Kruibeke and Rupel), and 3 tidal profiles of 13 hours (March, April and October 2013) and one of 26 hours (August 2013) in the feeding and outlet gates of the Lippenbroek marsh.

Surface water was sampled with a clean bucket. Subsamples of 12 mL were taken in duplicate in glass vials for later determination of the isotopic signature of dissolved inorganic carbon. 15 µL of a saturated HgCl₂ solution were added to inhibit all further biological activities. The vials were then sealed with adapted stopper avoiding headspace formation. Subsamples were also taken in clean polyethylene (PE) containers for particulate organic carbon and nitrogen. Well homogenised fractions (2/station) of 150 to 500 mL were subsequently filtered on board using pre-ashed (450°C) glassfiber filters (Sartorius, 47 mm diameter). Filters were stored in Petri-dishes and preserved at -20°C till later analysis. A part of the filtrate was stored at 6°C in 50 mL PE vials with 20 µL saturated HgCl₂ for later determination of total alkalinity.

3.2.2. Analysis methods

Total alkalinity (TALK) was determined on 25 ml samples by automatic titration (Mettler-Toledo) using a standardised 0.01N HCl solution (Titrisol, Merck). The titration was conducted till the bicarbonate end-point. The dissolved inorganic carbon content and speciation (DIC = sum of bicarbonate, carbonate and dissolved CO₂) was calculated from these TALK values, pH, temperature and salinity using the “CO2SYS” Excel macro from Lewis and Wallace (2006).

For the determination of the isotopic ratio of DIC, samples were prepared 12 hours before injection in a CN – Conflo – Isotopic Ratio Mass Spectrometer (IRMS) with the following method. Three ml headspace volume was created in the serum vials by replacing water by Helium injected through the vial septum. Then 0.5 mL of *ortho*-phosphoric acid (99% crystal) was injected and the sample was left overnight for CO₂ extraction in the headspace to proceed. 300 µL of the He-CO₂ mixture were injected through a GC sample port mounted between the reduction oven and the water trap of the Elemental Analyser (EA) IRMS system (single inlet Finnigan Mat Delta V Plus). Efficiency of the extraction was assessed via repeated analysis of aliquots of reference CO₂ gas. The ¹³C/¹²C isotopic ratio of DIC is presented in the results as a δ¹³C-DIC value, obtained by the following equation:

$$\delta^{13}C_{DIC} (sample) = \frac{\frac{^{13}C}{^{12}C} sample - \frac{^{13}C}{^{12}C} std}{\frac{^{13}C}{^{12}C} std} \times 1000 = \pm x \text{ ‰}$$

where std is an international carbon standard (PeeDee Belemnite)

For the determination of POC and PN, filters with suspended particulate material were thawed and dried at 50°C till constant weight. To assess the organic C and N contents and isotopic ratios, portions of 12 mm diameter discs were cut-out from these filters and left 4 hours under HCl vapour to remove carbonates. These filter discs were subsequently dried at room temperature in a desiccator for a few hours and then, packed in tin cups. Blank filters were submitted to the same treatment. Weights of acetanilide, and carbon isotopic standard (EAIA-CH6) were used for further determination of POC/PN concentrations and δ¹³C-POC.

Samples, blanks and standards are analysed using an Elemental Analyser (Flash EA 1112) coupled with a conflo III-interface to an Isotope-ratio mass spectrometer (IRMS - single inlet Finnigan Mat Delta V Plus).

3.2.3. Data source for the study of long term variations

Long term variations of the carbon dynamics in the Scheldt estuary was studied by using all data generated by ANCH since the start of the first OMES project (1995) completed with all C related variables from the OMES database (water discharge (Q), pH, Temperature (T°C), Chlorophyll a (Chl a), suspended particulate material (SPM), and dissolved organic carbon (DOC)).

3.3. Results

3.3.1. Present situation (January-December 2013)

Longitudinal and seasonal variations

Longitudinal and seasonal variations of carbon related variables are presented as contour plots in Figuur 3.1. Two distinct seasonal patterns can be distinguished:

The period of January to March, and coming back at the end of the year at mid-November and December, was typically **winter** with cold waters (1 to 10°C), low concentrations of POC and PN, high C/N ratios and $\delta^{13}\text{C}$ -POC ('heavy' POC), high CO_2 values and low $\delta^{13}\text{C}$ -DIC ('light DIC') – all signs of minimum primary production activity.

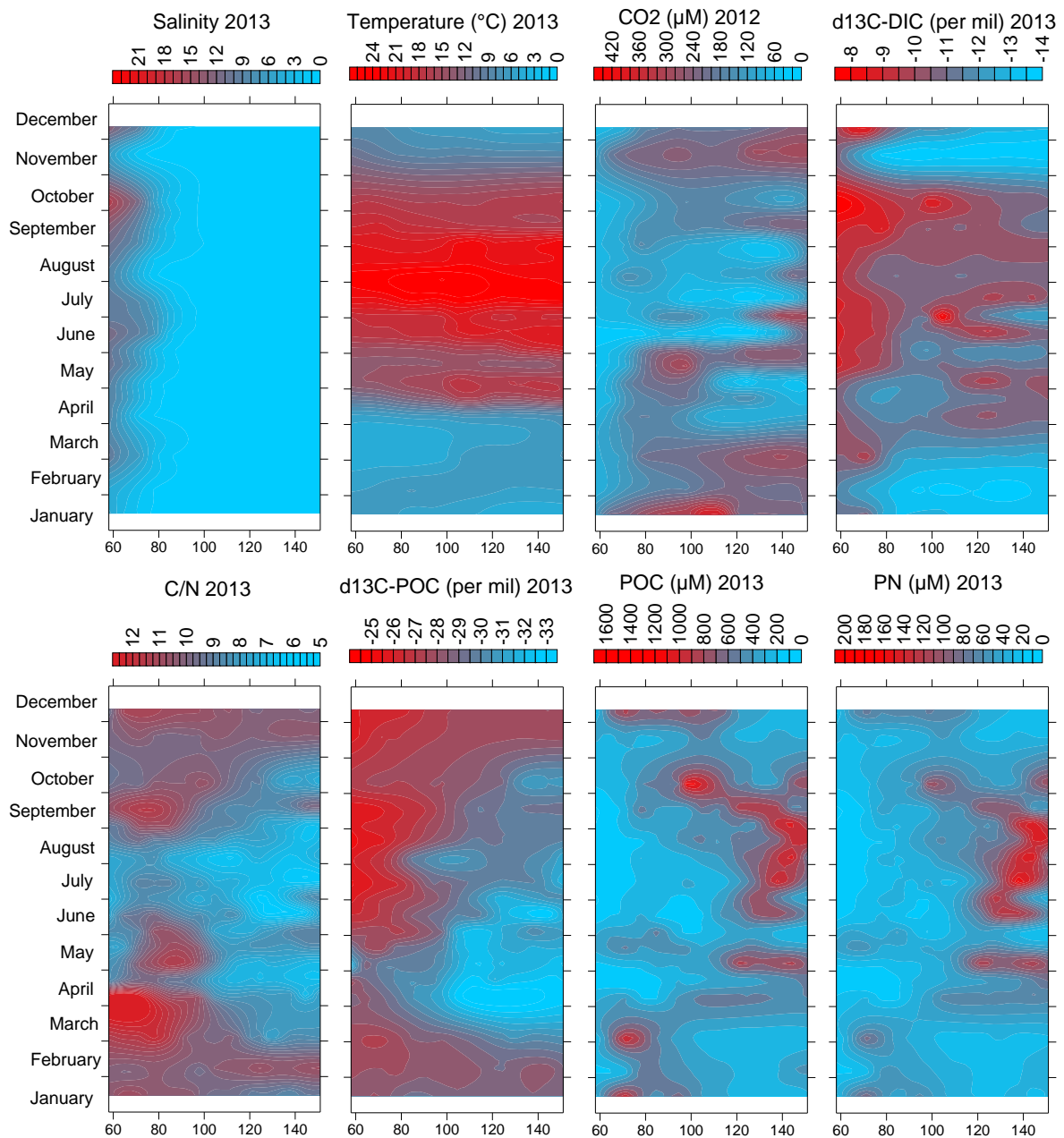
The period extending from April until October was typically a **spring-summer** situation. The upper and mid-estuary showed the succession of periods with low CO_2 and heavy DIC, high POC and PN concentrations, low C/N ratios and light signatures of the POC – all signs of the presence of phytoplankton biomass and active primary production.

It is to be noted that contrary to previous years, the absolute concentrations of POC and PN are this year relatively well correlated with phytoplankton biomass (Chl a), demonstrating that the suspended particulate organic matter pool in 2013 was dominated by phytoplankton biomass in the period March-October (Figuur 3.2).

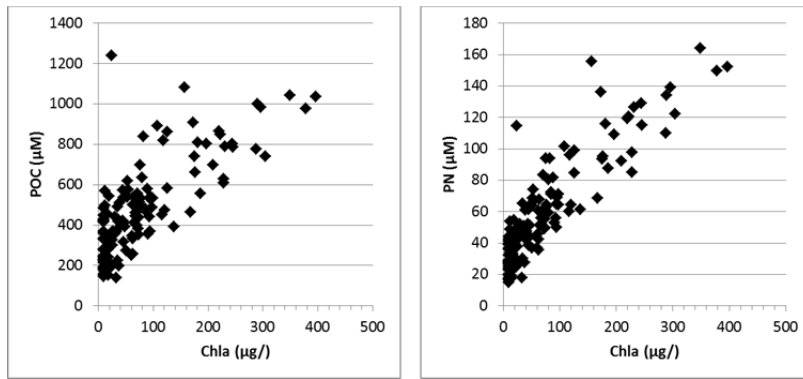
Compared to previous recent years (2011, 2012), seasonal and longitudinal distribution of concentrations in 2013 was characterized by the particularly long period of dominant primary production as shown by the high average O_2 concentration, low CO_2 , higher Chl a and particularly "light" $\delta^{13}\text{C}$ -POC (Tabel 3.1), showing an intense primary production/reduced respiration in the system this year.

Tabel 3.1 Average carbon related characteristics of the freshwater Scheldt estuary for the last 3 years.

average	O_2 mg/l	CO_2 μM	$\delta^{13}\text{C}$ -DIC ‰	Chl a $\mu\text{g/l}$	POC μM	$\delta^{13}\text{C}$ -POC ‰
2011	7.4	172	-11.0	53.3	685	-28.7
2012	7.4	216	-12.0	55.9	493	-28.9
2013	9.0	168	-11.5	59.2	449	-29.8



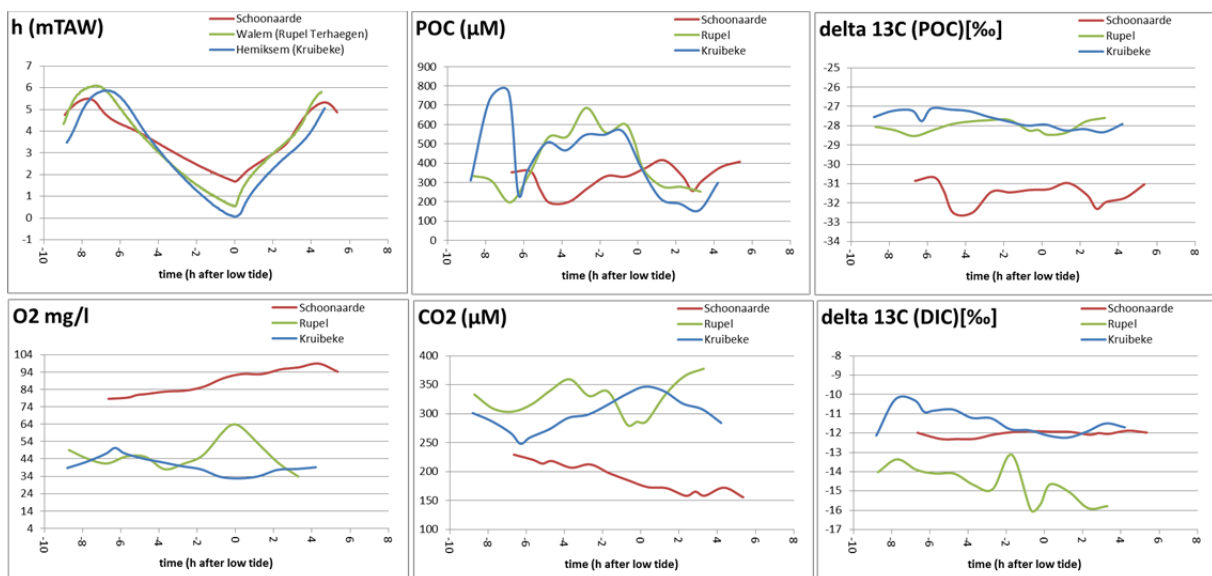
Figuur 3.1 Contour Plot representing seasonal (January-December 2013) and longitudinal (Melle 151km to Dutch border 58km) variations of salinity, temperature (T°C), CO₂ (CO₂ μM), δ¹³C-DIC (13C-DIC), C/N ratio of suspended particulate material (C/N – SPM), δ¹³C-POC (13C-POC), POC and PN in the Scheldt estuary.



Figuur 3.2 Particulate organic carbon and nitrogen in the Scheldt estuary (all stations) in function of Chlorophyll a concentrations, between March and October 2013.

Tidal variations in the Scheldt and Rupel

Tidal variations of carbon related variables at Schoonaarde (upstream estuary), Kruibeke (downstream estuary) and Terhaegen (Rupel) at the end of May 2013 are presented in Figuur 3.3. Variability of particulate organic material (POC Figuur 3.3) was high at the 3 stations, with a minimum concentrations observed generally at high tide, probably when current velocities are close to 0 (slack waters). The isotopic signature of POC did not vary much over the tidal cycle (there is a small decrease with POC during the ebb) but where very different between the 3 stations: POC was the heaviest in the downstream estuary (Schoonaarde) and in the Rupel and the lightest in the upstream estuary (Kruibeke). This shows a stronger influence of phytoplankton material in the upstream estuary as also confirmed by the lower CO_2 and higher O_2 , and the lower C/N ratio in Schoonaarde (7.4) compared to Kruibeke (10.0) and Rupel (9.2). Variations of CO_2 and $\delta^{13}\text{C}\text{-DIC}$ were low over the tidal cycle in the upstream estuary (Kruibeke) with the lowest tidal amplitude. Higher variations are observed at the more downstream stations. Very generally and as already observed previously, one can observe that the variations during ebb and flood more or less mirror each other as same water masses pass up and down the sampling locations.



Figuur 3.3 Tidal variations of water level (data from waterbouwkundig laboratorium), POC, $\delta^{13}\text{C}\text{-POC}$, O_2 , CO_2 and $\delta^{13}\text{C}\text{-DIC}$ in Schoonaarde (upstream Schelde), Terhaegen (Rupel) and Kruibeke (Downstream Schelde) in May 2011. Time scale (X axes) is in hours after low tide. Line = low tide

Tidal variations at the Lippenbroek marsh

At each tidal cycle, the Lippenbroek marsh is submersed by Scheldt water during the flood while during the ebb, water flows back to the river. Variation of carbon related variables were followed in the waters coming in and out of the marsh during several tidal cycles to evaluate the global effect of biogeochemical transformation processes occurring in the marsh on carbon pools. In summary, we want to know whether the marsh acts as a source or a sink of C for the Scheldt waters.

Results are shown (Figuur 3.4 and Figuur 3.5) for 5 tidal cycles illustrating contrasting seasonal situations, and day-night variability:

19/03/2013 (13 hours, 1 day cycle): average temperature of 6°C – early situation

16/04/2012 (13 hours, 1 day cycle): average temperature of 12°C – spring situation

28/08/2013 (26hours, 2 cycles, night and day): average temperature of 21°C – late summer situation

05/09/2012 (13 hours, 1 day cycle): average temperature of 14.5°C –fall situation

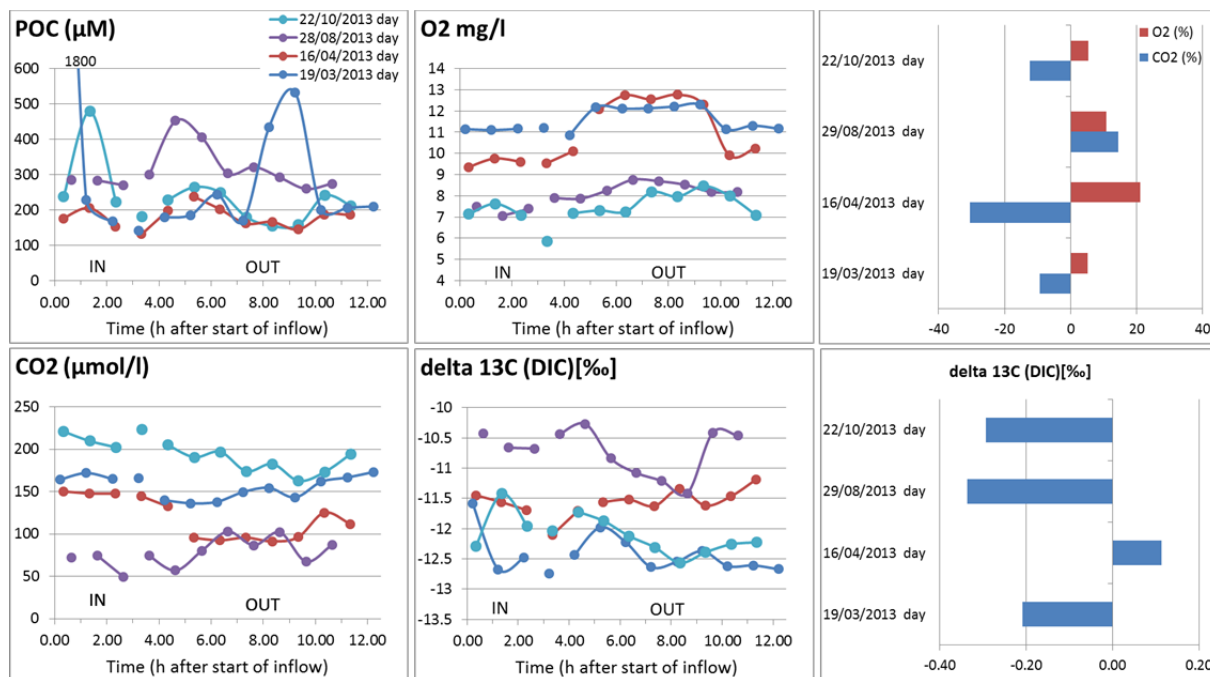
Results (Figuur 3.4) show that, in March and October, the inflowing waters are characterized by a peak concentration of POC occurring very shortly after the start of the inflow – as already observed previously. This is probably linked to resuspension of creek sediment material by the first water flush. During ebb outflow, and for the other tidal cycles, POC behavior was more variable with no particular seasonal trend. Further interpretation of this particulate matter pool needs clearly to rely on hydrological characteristics (water flows and velocities) not available at present time.

Daily inorganic carbon dynamics show seasonal variations (Figuur 3.4):

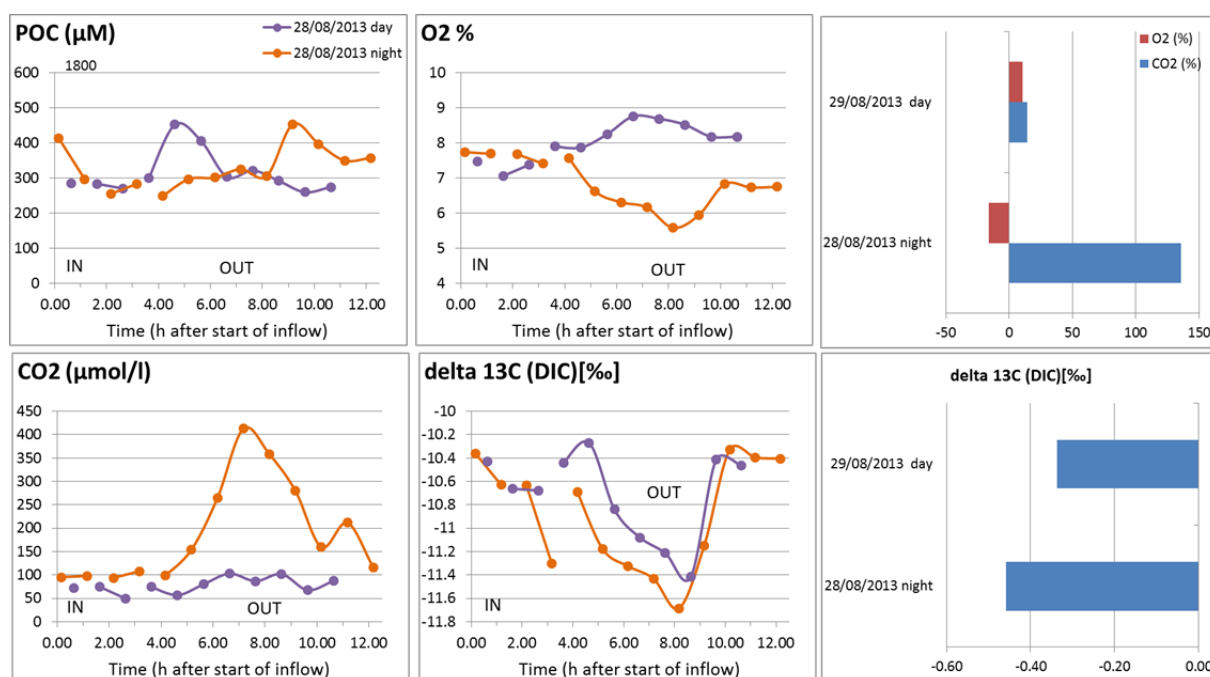
In March, and October, there is a small decrease of CO₂ in the outflowing waters of the marsh (around 10 % reduction of the inflow CO₂ concentration) and at the same time, there is a small O₂ increase (+5%). On the other hand the $\delta^{13}\text{C-DIC}$ decreases (becomes lighter). This shows a situation with active but limited primary production in the marsh and important respiration. In April, however, the decrease of CO₂ and increase of O₂ become much more important (-30% and +20% respectively) and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ increases (becomes heavier). This situation shows that primary production in the marsh is now clearly the dominant process. In August, there is both a production of CO₂ and O₂ (+10 and +14% respectively) while $\delta^{13}\text{C-DIC}$ decreases (becomes lighter). Again this shows that some primary production occurs in the marsh but respiration processes are still dominant.

Comparing day –night variations (Figuur 3.5) of the inorganic carbon dynamics in August also holds interesting results. We can clearly see the effects of the marsh's respiration during the night with a very large CO₂ production (concentration increase by more than 2), and O₂ consumption, and a stronger decrease of the $\delta^{13}\text{C-DIC}$.

It is to be noted that a real carbon budget for the marsh could not be established at this stage as the water flow measurements performed during the monitoring were not available at the time of writing this report.



Figuur 3.4 Variability of POC, Oxygen, CO₂ and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in the inflowing (IN = flood) and outflowing (OUT = ebb) water of the Lippenbroek marsh during 4 diurnal tidal cycles (figures left and in the middle); and difference between average concentrations of the outflowing and inflowing waters in % of inflow concentration for CO₂ and O₂, or absolute difference for the isotopes of DIC (figures right).

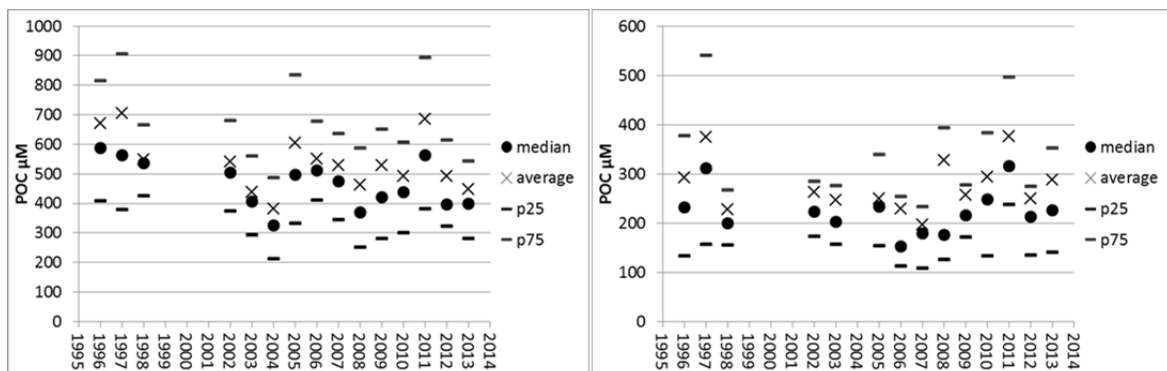


Figuur 3.5 Variability of POC, Oxygen, CO₂ and $\delta^{13}\text{C}$ -DIC in the inflowing (IN = flood) and outflowing (OUT = ebb) water of the Lippenbroek marsh during a day and a night tidal cycle (figures left and in the middle); and difference between average concentrations of the outflowing and inflowing waters in % of inflow concentration for CO₂ and O₂, or absolute difference for the isotopes of DIC (figures right).

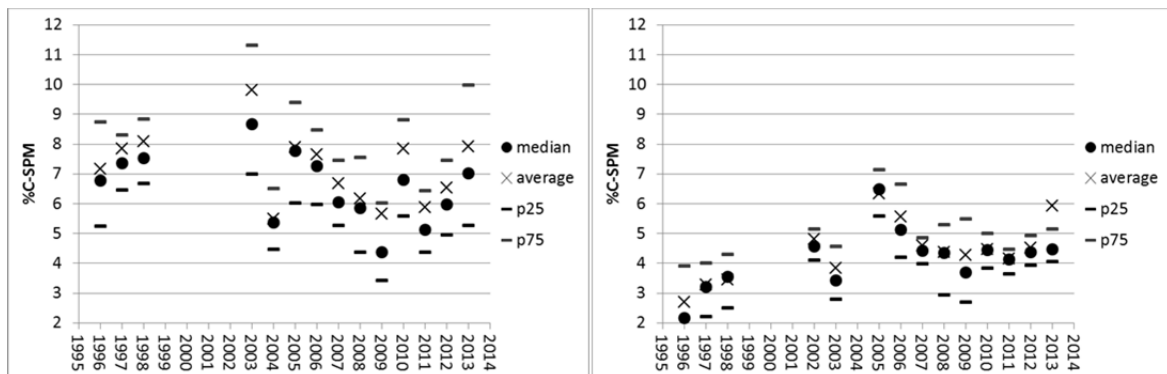
3.3.2. Long term variability (1997-2013)

In order to evaluate the long term trends in carbon related variables, the Scheldt estuary was divided in 2 parts: the freshwater estuary – free of any influence of marine waters, and the brackish water estuary – influenced by marine waters. Basically we considered that all stations having salinity higher than 2 belonged to the brackish estuary.

For both parts of the estuary, particulate organic carbon varies seasonally with maximum at summer low flows and minimums at winter high flows (Figuur 3.12 and Figuur 3.13). Concentrations in 2013 are similar than in 2012, 2008-2010, and above all, clear consistent long term trends are not observed (Figuur 3.6) and we can conclude that absolute concentrations of the POC pool did not change significantly over the observation period. A small decreasing trend (around 8.5% in 2003 to around 6% after 2006) is however observed in the freshwater estuary when considering the relative C content of SPM (Figuur 3.7) although year to year variations are important.



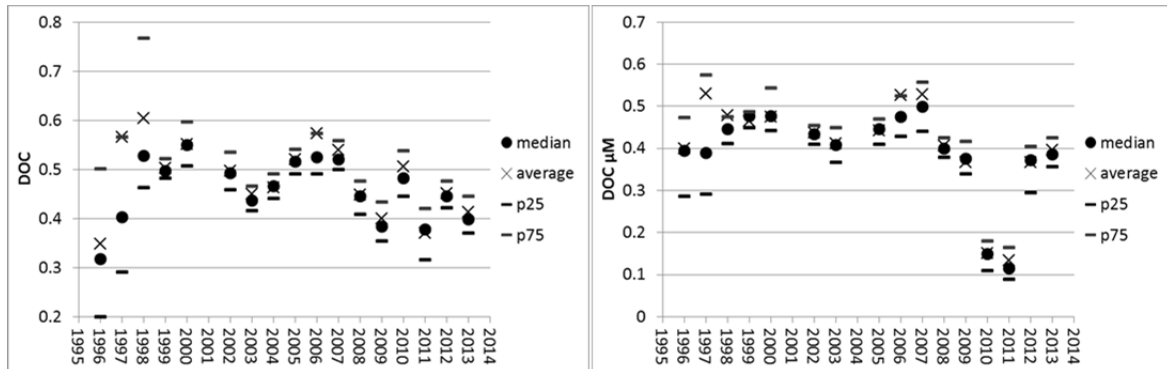
Figuur 3.6 Yearly median, average, percentile 25% and 75% of particulate organic carbon concentration in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Scheldt from 1996 to 2013.



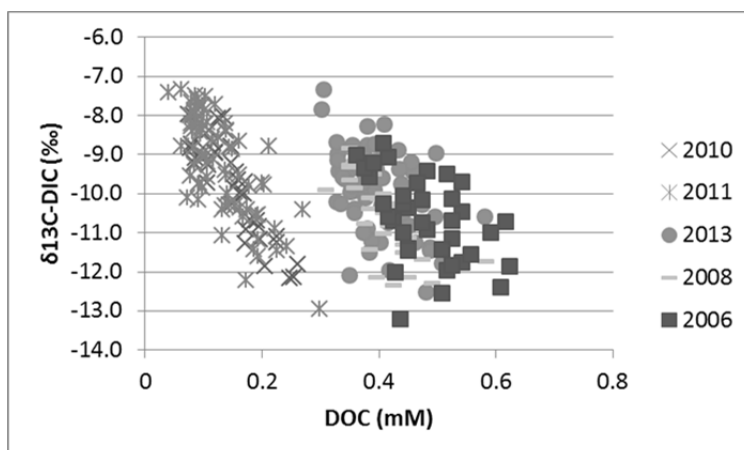
Figuur 3.7 Yearly median, average, percentile 25% and 75% of the carbon content of SPM (% of dry weight) in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Scheldt from 1996 to 2013.

Considering dissolved organic carbon, this carbon pool has decreased after 2007 in both the fresh and brackish part of the estuary (from ≈ 0.5 to ≈ 0.4 mM). Moreover, in the brackish waters of the estuary, very low concentrations were observed in 2010 and 2011 (Figuur 3.8, Figuur 3.12 and Figuur 3.13). The long term DOC dynamics in the Scheldt estuary are thus quite complex. Several factors may influence the DOC dynamics. In the year 2008, the large sewage treatment plant of Brussels North became operational and could possibly explain the important decrease in DOC in the estuary. An additional aspect to be considered in more details in future investigations is the interactions with primary production, phytoplankton composition and dynamics, as DOC can be used as a substrate by

some species of phytoplankton (mixotrophic species, see for example Burkholder et al 2008). The importance of primary production as a potential control on DOC dynamics may be indicated by the fact that significantly lower values of DOC in the brackish estuary in 2010 and 2011 coincide with significantly higher values of $\delta^{13}\text{C-DIC}$. In addition, the decrease of DOC is correlated with the increase of $\delta^{13}\text{C-DIC}$ — an indicator of primary production (Figuur 3.9), particularly in 2010-2011.

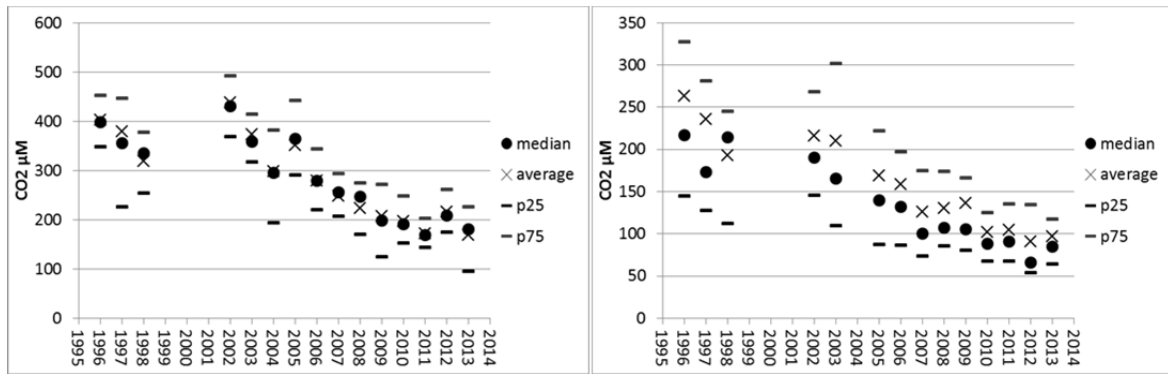


Figuur 3.8 Yearly median, average, percentile 25% and 75% of the dissolved organic carbon concentration in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Scheldt from 1996 to 2013.

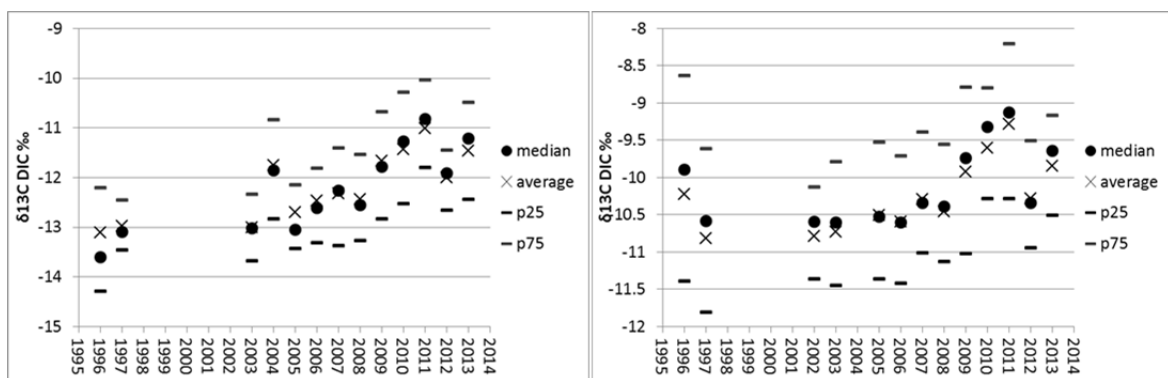


Figuur 3.9 $\delta^{13}\text{C-DIC}$ as function of DOC in the brackish Scheldt estuary for 2010-2011 vs 2006-2008-2013.

Another interesting long term trend concerns both the CO_2 concentrations and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ (Figuur 3.10 and Figuur 3.11). Both display a clear seasonal pattern with high CO_2 and low $\delta^{13}\text{C-DIC}$ during winter high flows and low CO_2 and high $\delta^{13}\text{C-DIC}$ in summer low flows (figures 12 and 13). But above all, CO_2 concentrations clearly decreased in both parts of the estuary since 2002 and DIC became heavier (Figuur 3.10 and Figuur 3.11). Both can result from an increase of primary productivity and a decrease of respiration processes and are closely linked with O_2 trends.



Figuur 3.10 Yearly median, average, percentile 25% and 75% of CO₂ concentration in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Scheldt from 1996 to 2013.



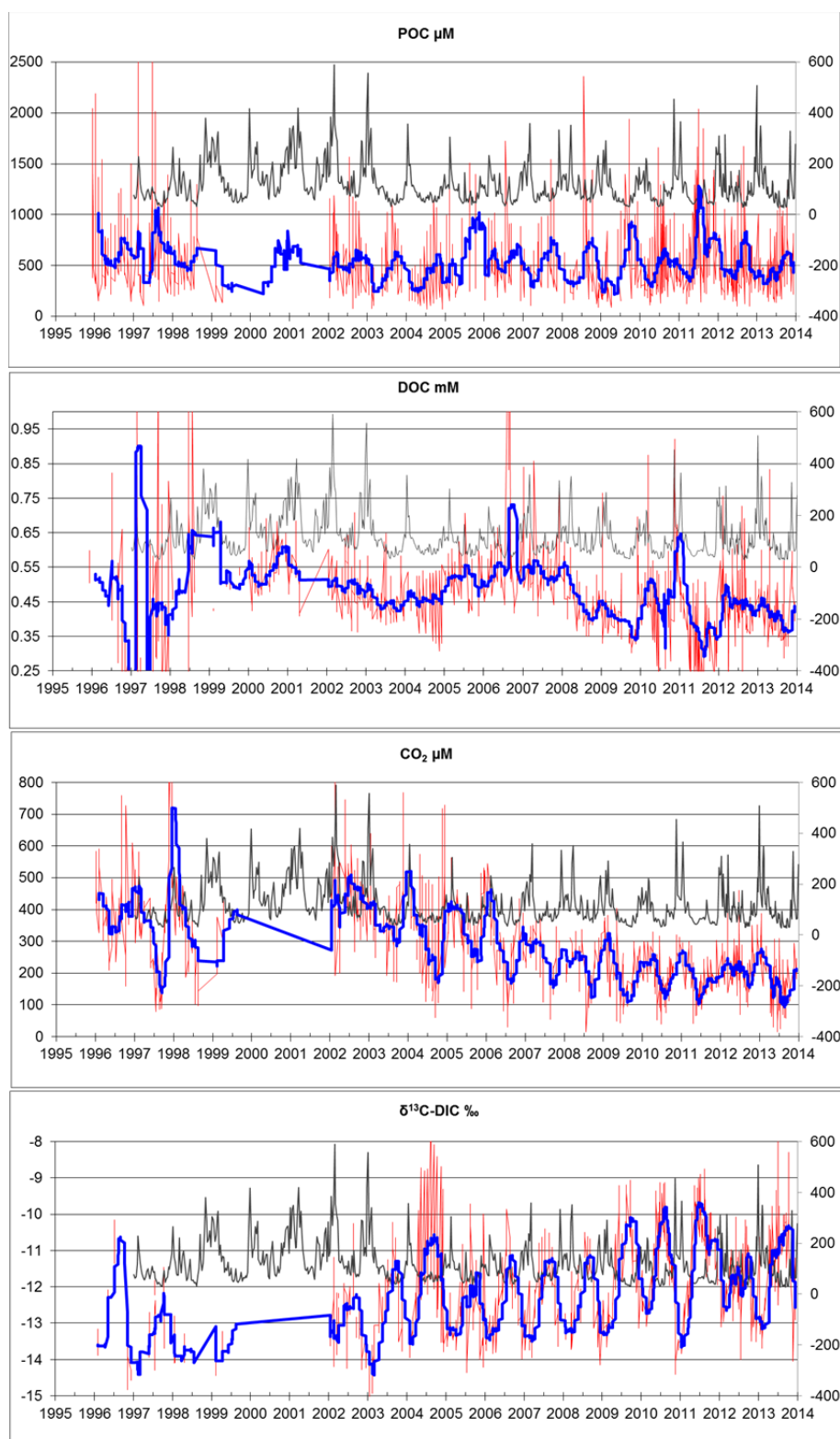
Figuur 3.11 Yearly median, average, percentile 25% and 75% of δ¹³C-DIC in the fresh (left) and brackish-water (right) estuary of the Scheldt from 1996 to 2013.

Reference

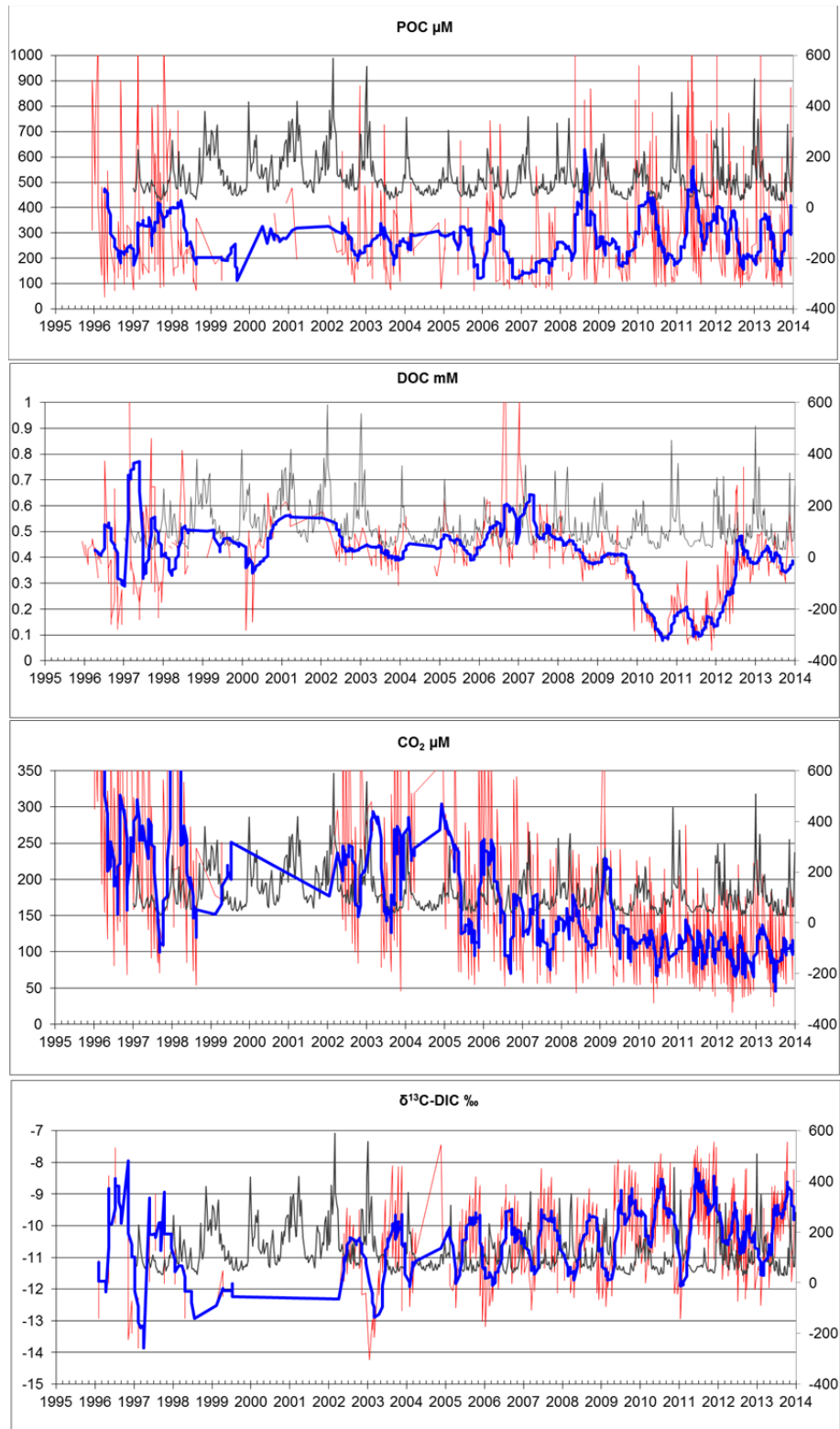
Burkholder JAM, Glibert PM, Skelton HM (2008) Mixotrophy, a major mode of nutrition for harmful algal species in eutrophic waters. *Harmful Algae* 8: 77–93.

Meire P., Ysebaert T., Van Damme S., Van den Bergh E., Maris T., Struyf E. (2005) The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540: 1–11.

Lewis P. D. E. and Wallace D. W. R. (2006) MS Excel Program Developed for CO₂ System Calculations. ORNL/CDIAC-105a. Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee.



Figuur 3.12 Variability in POC, DOC, CO₂ and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ (red line – left scale) and monthly moving average (blue line – left scale) in all freshwater stations (salinity < 2) of the Scheldt estuary and water discharge (m³/s) in Schelle (black line – right scale) between 1996 and 2013.



Figuur 3.13 Variability in POC, DOC, CO₂ and $\delta^{13}\text{C-DIC}$ (red line – left scale) and monthly moving average (blue line – left scale) in all brackish water stations (salinity > 2) of the Scheldt estuary and water discharge (m³/s) in Schelle (black line – right scale) between 1996 and 2013.

Hoofdstuk 4. Zwevende stof in de Zeeschelde

Stromings- en sedimentconcentratie- metingen in de Zeeschelde 2013

Eindverslag voor deelstudie 4 (deeltaak IMDC), periode 2013

International Marine & Dredging Consultants

Coveliersstraat 15, 2600 Antwerp, Belgium

Tel: + 32 3 270 92 95

Fax:: + 32 3 235 67 11

Email: info@imdc.be

Website: www.imdc.be

4.1. Inleiding

4.1.1. De opdracht

In het kader van het onderzoeksprogramma OMES werd in eind 2010 door 'Waterwegen en Zeekanaal NV, afdeling Zeeschelde' het bestek 16EI/10/49 (Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu) gegund aan de Universiteit van Antwerpen (UA). In het kader van deze gunning voert International Marine and Dredging Consultants NV (IMDC), in onderaanneming van UA, deelopdracht 4 uit. Deze deelopdracht 4 omvat het uitvoeren van een studie naar de sedimentologie in het Vlaams gedeelte van het Schelde-estuarium. IMDC staat in voor het uitvoeren van de turbiditeitsmetingen en de stroomsnelheidsmetingen en eveneens zal IMDC deze metingen verwerken en rapporteren. Het eerste meetjaar voor IMDC werd gestart op 1 februari 2011 en werd tot hiertoe 2 keer herhaald.

4.1.2. Doel van deze deelstudie

Deze studie heeft tot doel om enerzijds op vaste tijdstippen (maandelijks in de winter en 2 wekelijks in de zomer) en op vastgestelde meetlocaties een diepteprofiel te meten van de stroming (stroomsnelheid- & richting) en de sedimentconcentratie. Eveneens worden er jaarlijks tijcampagnes uitgevoerd te Kruibeke en Schoonaarde, in de zoetwatergetijdenzone, op de Rupel en ter hoogte van het GGG te Lippenbroek.

De tweede deeltaak van deze studie is om tijdens springtij verscheidene 13-uursgetijdemetingen uit te voeren op verschillende locaties in het Scheldebekken. Het doel van deze metingen is het bestuderen van de evolutie van stroomsnelheid en sedimentconcentratie over een tijdperk.

4.1.3. Overzicht van de studie

Het voorliggende hoofdstuk beschrijft het geheel van metingen die door IMDC in het kader van OMES werden uitgevoerd in het meetjaar 2013 (2^{de} herhaling) en bevat zowel de maandelijkse diepteprofielen als de discrete tijmetingen. Dit rapport is het derde rapport, na het rapport van 2011 (IMDC, 2011) en 2012 (IMDC, 2013a), van een reeks jaarlijkse rapporten. In 2014 (3^{de} herhaling) zal opnieuw gemeten worden gedurende het gehele jaar.

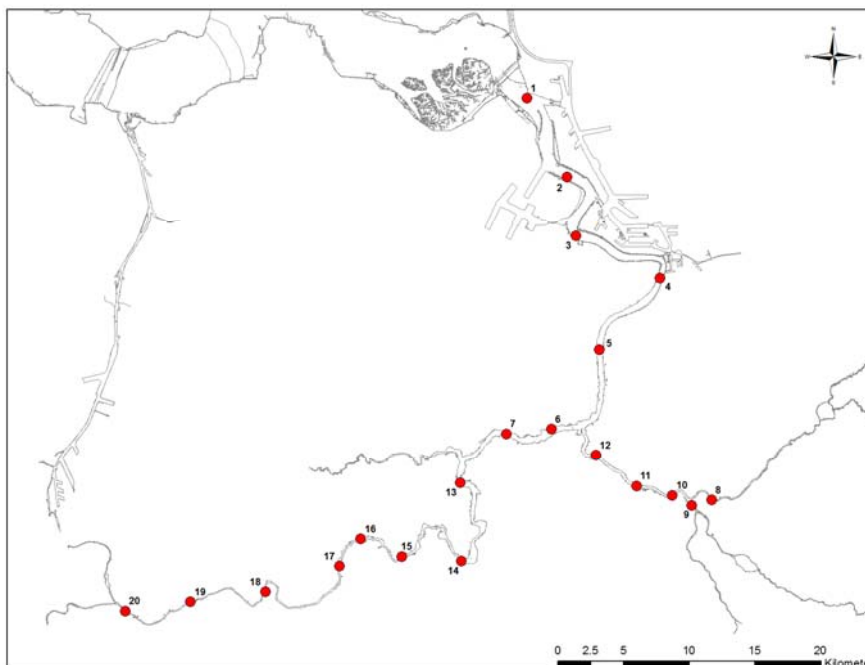
4.1.4. Opbouw van het rapport

Hoofdstuk 4.1 geeft een algemene inleiding. Hoofdstuk 4.2 geeft een beschrijving en opzet van de meetcampagne. Hoofdstuk 4.3 beschrijft het verloop van de meetcampagnes en hoofdstuk 4.4 de verwerking van de ruwe meetwaarden naar de uiteindelijke meetresultaten. De resultaten van de 13-uurscampagnes en maandelijkse monitoring worden in hoofdstuk 4.5 beschreven.

4.2. Beschrijving van de meetcampagne

4.2.1. Het studiegebied

Het studiegebied omvat het tijgebonden gedeelte van het Zeescheldebekken op Vlaams grondgebied van de Belgisch-Nederlandse grens tot en met de gemeente Melle (langsheen de Schelde) en de gemeente Rumst (langsheen de Rupel).



Figuur 4.1 Meetlocaties OMES voor maandelijkse monitoring.

4.2.2. Maandelijkse campagnes

Langsheen de Schelde en de zijrivier Rupel werden er in de winter maandelijks en in de zomer tweemaal per maand op 20 vaste locaties profielmetingen uitgevoerd voor stroming en sedimentconcentratie aan de hand van een Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP). Van de 20 meetlocaties zijn er 16 locaties langsheen de Zeeschelde gelegen, 3 locaties langsheen de Rupel, 1 op de Dijle en 1 op de Beneden-Nete. Al de 20 meetlocaties worden gemeten in een periode van telkens 3 meetdagen. Een overzicht wordt gegeven in Figuur 4.1.

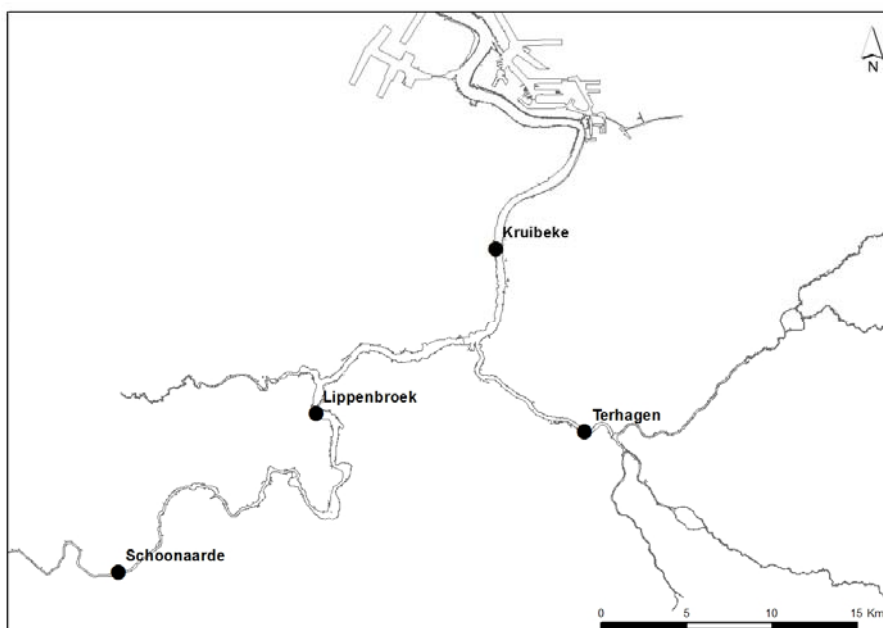
4.2.3. tijcampagnes

Gedurende 3 dagen in het jaar werden er op 3 locaties in het Scheldebekken aan Kruibeke, Terhagen (Rumst) en Schoonaarde (Dendermonde) 13-uursmeetcampagnes uitgevoerd (Figuur 4.2). Daarnaast werd er ook ter hoogte van het Gereduceerd Gecontroleerd Getijdengebied (GGG) te Lippenbroek jaarlijks een 4-uursmeetcampagne uitgevoerd. Al deze profielmetingen werden bij springtijcondities uitgevoerd en op een vaste locatie in de vaargeul. De werkwijze is analoog aan de uitvoering van de maandelijkse campagnes.

Bijkomend werd tijdens de 4-uursmeetcampagne te Lippenbroek door IMDC raaimetingen uitgevoerd. Met een bijboot van het meetschip (type zodiac) uitgerust met een ADCP werd tussen de Schelde en de in- en uitwateringsstructuren van de GGG (kil) een vaste raai gevaren gedurende de inwatering. Met als doel om meer inzicht te verwerven in de stroming- en sedimentatiepatronen tussen de Schelde en in- en uitwateringsstructuren

Tijdens de 13-uursmetingen worden door het WL ook raaien gevaren in kader van MONEOS In 2011 werden de metingen uitgevoerd en verwerkt door IMDC (IMDC, 2012) en nadien door het Waterbouwkundig Laboratorium (WL).

De coördinaten van de 4 verschillende meetlocaties staan weergegeven in Tabel 4.1.



Figuur 4.2 Situeringkaart van de 3 verschillende 13-uursmetingen.

Tabel 4.1 Coördinaten van de theoretische locatie van de meetprofielen.

Meetlocatie	X-coördinaat (UTM31 ETRS89)	Y-coördinaat (UTM31 ETRS89)
Kruibeke	592 641	5 669 699
Terhagen	597 851	5 659 149
Schoonaarde	570 549	5 650 825
Lippenbroek	582 290	5 660 301

4.2.4. Meetprocedure

Tijdens de maandelijkse campagnes en tijcampagnes wordt een gelijkaardige meetprocedure gehanteerd. Op iedere meetlocatie wordt er gedurende 5 minuten continu gemeten met een ADCP, dewelke voor iedere 0.5 of 0.25 meter een snelheidsmagnitude, een snelheidsrichting en een akoestische backscatter meet.

De meettechniek is als volgt: Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) metingen voor de stroomsnelheden, interpretatie van de ADCP backscatter intensiteit naar slibconcentratie met behulp van de SEDIVIEW techniek aangevuld met saliniteitsmetingen en slibconcentratietingen over de vertikaal met behulp van een turbiditeitsmeter en waterstalen. Om het akoestisch backscattersignaal om te rekenen naar sedimentconcentraties wordt tijdens de ADCP-meting een kalibratieprofiel genomen.

Tijdens het nemen van een kalibratieprofiel wordt een kabel, uitgerust met een turbiditeitssonde en watersampler langzaam gevierd tot op één of twee dieptes waar een waterstaal wordt genomen. Het aantal stalen is afhankelijk van de totale waterdiepte op de desbetreffende meetlocatie. Zo wordt tijdens de maandelijkse meetcampagne op meetdag 1 op 2 dieptes een waterstaal genomen en op meetdagen 2 en 3 telkens 1. Tijdens de tijcampagnes wordt er telkens op 2 waterdiepten een staal genomen. Het waterstaal wordt achteraf in een labo geanalyseerd op sedimentconcentratie wat als referentiestaal gebruikt wordt tijdens het kalibratieproces van het ADCP-signaal. De turbiditeitsmetingen op de kalibratiediepten worden aan de hand van sedimentconcentraties van de waterstalen omgerekend naar concentraties. De omgerekende turbiditeitswaarden dienen als controlemetingen tijdens het kalibratieproces. Met behulp van de Sediview software wordt het akoestisch signaal omgerekend naar sedimentconcentraties. Deze Sediview methode staat beschreven in **Error! Reference source not found..**

Tijdens het profileren wordt saliniteit geregistreerd om de actuele geluidssnelheidprofiel in de waterkolom te berekenen. Dit profiel is nodig om tijdens de verwerking, iedere gemeten cel te positioneren in de waterkolom.

Tijdens de raaimetingen aan GGG Lippenbroek wordt de bijboot van het meetschip uitgerust met een ADCP en wordt continu een vaste raai afgevaren tussen Schelde en in- en uitwateringsstructuren van de GGG Lippenbroek. Het akoestisch signaal van ADCP wordt tijdens de verwerking omgerekend naar sedimentconcentraties aan de hand van de gemeten kalibratieprofielen die genomen zijn op hetzelfde tijdstip als op het moederschip (dat gelegen is op een vaste locatie op de Schelde). Dit zorgt ervoor dat het stroompatroon en sedimentconcentratie over de dwarssectie gevisualiseerd wordt.

4.2.5. Meetinstrumenten

Een uitgebreide beschrijving van ieder meetinstrument is terug te vinden in **Error! Reference source not found..** Hieronder volgt een overzicht van de gebruikte meettoestellen met de bijhorende instellingen.

ADCP

Al de metingen werden uitgevoerd met een ADCP van het type Workhorse sentinel 1200kHz afkomstig van de fabrikant Teledyne RDI. De positie en de koers (heading) van het schip werden met behulp van een Vector Hemisphere GPS geregistreerd en werden samen met de ADCP data ingewonnen door WinRiver-software.

Een overzicht van de belangrijkste instellingen van de ADCP wordt gegeven in Tabel 4.2. De celgrootte is op de meest opwaartse en ondiepere plaatsen verkleint naar 0.25m in plaats van 0.5m.

Tabel 4.2: Een overzicht van algemene ADCP-instellingen tijdens de meetcampagnes

<i>Belangrijkste instellingen van de ADCP 1200kHz Workhorse in Winriver</i>
Cell depth: 0.5 m*
Number of Water pings per ensemble: 2
Number of Bottom Track pings per ensemble: 2
Time between ensembles: 0
Averaging: None
Speed of Sound: Fixed 1500 m/s
Salinity 0 psu
3-beam solution: enabled
Beam angle: 20°

* uitgezonderd Schoonaarde, Terhagen en Lippenbroek waar de celgrootte 0.25m bedraagt.

CTD-OBS instrumenten

Een multiparametersonde van RBR wordt gebruikt voor het opmeten van turbiditeiten via optical backscatter (OBS). Het instrument is ook uiterst geschikt als saliniteitsmeter via het opmeten van conductiviteit, temperatuur en diepte (CTD). Deze 3 parameters worden gebruikt om via de UNESCO-formule (Unesco, 1983) de saliniteit te berekenen.

Als reserve-instrumenten wordt een OBS-3A van Campbell Scientific gebruikt voor het opmeten van turbiditeiten en een CTD-diver van Van Essen voor het opmeten van saliniteit.

Al deze instrumenten zijn uiterst geschikt om tegen een minimale meetfrequentie van 1 meting per seconde uit te voeren. Waardoor een groot aantal metingen bekomen wordt tijdens het profileren.

Watersampler

Met behulp van een pomp of Van Dornsampler werden waterstalen verzameld tijdens de meetcampagnes. Het begin van de pompdarm of Van Dornsampler wordt bevestigd aan een kraankabel, samen met het CTD-OBS instrument zodat steeds de diepte van de staalname bepaald kan worden.

RCM 9

Gedurende het meetjaar 2013 werd tijdens de maandelijkse meetcampagne soms een stroommeter van AADI gebruikt ter vervanging van de ADCP en de 'klassieke' CTD-OBS instrumenten, wanneer het niet mogelijk was om de ADCP te gebruiken wegens veiligheidsredenen (zie §4.3.1).

Een stroommeter van het type RCM 9 IW (Intermediate Water) werd ingeschakeld om de stromingen en sedimentconcentraties te registreren op 1 punt. De stroomsnelheid en -richting werden opgemeten op basis van het Doppler Shift principe en de turbiditeiten op basis van een optical backscattersensor (OBS).

Een nadeel van dit instrument dat het minder geschikt is voor het nemen van diepteprofiel wegens de beperkte meetfrequentie van ongeveer 30 seconden. Het aantal meetdata tijdens het nemen van een profiel is dan ook beperkt.

4.3. Verloop van de meetcampagnes

4.3.1. Maandelijks campagne

In meetjaar 2013 is er gedurende de wintermaanden 1 keer per maand en gedurende de zomermaanden 2 keer per maand een volledige meetcampagne uitgevoerd waarbij op de 20 verschillende locaties telkens 1 diepteprofiel werd gemeten van de stroming en de sedimentconcentratie.

In de periode van mei tot augustus 2013 werd er een probleem vastgesteld aan de boegschroef van het meetvaartuig (Scaldis) dat gebruikt wordt op meetdagen 2 en 3. Om veiligheidsredenen was het niet mogelijk om de ADCP te gebruiken. In overleg met de UA werd beslist om een RCM-9 te gebruiken om op deze manier toch stroomdata te garanderen tijdens deze campagnes (61 t/m 67). Wegens de lagere meetfrequentie van 30 seconden en het meten op 1 punt werd er tijdens de meting echter geen totaal profiel bekomen. Er werd wel een waarde bekomen op de diepte waar het waterstaal werd genomen.

Een overzicht van opmerkingen tijdens de meetcampagnes is terug te vinden in

Tabel 4.3.

Tabel 4.3: Overzicht van de maandelijks meetcampagne gedurende 2013.

#	Datum	Meetschip	Gemeten Locaties		Opmerking
			#	%	
56	14/01/13	Scheldewacht	7	100%	
	15/01/13	Scaldis	7	100%	
	16/01/13	Scaldis	6	100%	
57	04/02/13	Scheldewacht	7	100%	
	05/02/13	Scaldis	7	100%	
	06/02/13	Scaldis	6	100%	
58	04/03/13	Scheldewacht	7	100%	
	05/03/13	Scaldis	7	100%	
	06/03/13	Scaldis	6	100%	
59	08/04/13	Scheldewacht	7	100%	
	09/04/13	Hondius	7	86%	
	10/04/13	Hondius	6	100%	
60	22/04/13	Veremans	7	100%	
	24/04/13	Hondius	7	100%	
	25/04/13	Hondius	6	100%	
61	06/05/13	Scheldewacht	7	100%	

	07/05/13	Scaldis	6	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9
	08/05/13	Scaldis	6	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9
62	21/05/13	Scheldewacht	7	100%	
	22/05/13	Scaldis	7	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9
	23/05/13	Scaldis	6	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9 RBR niet gemeten op locatie 15 tot 20
63	03/06/13	Scheldewacht	7	100%	
	04/06/13	Scaldis	7	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9
	05/06/13	Scaldis	6	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9 RBR niet gemeten op locatie 15 tot 20 en geen reservedata door technisch probleem met RBR
64	17/06/13	Scheldewacht	7	100%	
	18/06/13	Scaldis	7	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9
	19/06/13	Scaldis	6	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9 RBR op locatie 20 niet gemeten dus geen reserve data
65	01/07/13	Scheldewacht	7	100%	
	02/07/13	Scaldis	7	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9
	03/07/13	Scaldis	6	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9
66	15/07/13	Scheldewacht	7	100%	
	16/07/13	Scaldis	7	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9 RBR niet gemeten op locatie 12 tot 14
	17/07/13	Scaldis	6	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9
67	05/08/13	Scheldewacht	7	100%	
	06/08/13	Scaldis	7	100%	Boegschroef scaldis kapot, geen mogelijkheid tot gebruik ADCP. Gemeten met RCM9 RBR niet correct gemeten op locatie 8 tot 14
	07/08/13	Scaldis	1	18%	Locatie 15 OK Locatie 16, 17, 18, 19 en 20 gecancelled door probleem met schroef van Scaldis
68	19/08/13	Scheldewacht	7	100%	
	20/08/13	Veremans	7	100%	RBR niet gemeten op locatie 8 tot 14
	21/08/13	Veremans	6	100%	

69	02/09/13	Scheldewacht	7	100%	
	03/09/13	Hondius	7	100%	
	04/09/13	Hondius	6	100%	
70	16/09/13	Scheldewacht	7	100%	
	17/09/13	Hondius	7	100%	RBR niet gemeten op locatie 8 tot 14
	18/09/13	Hondius	6	100%	RBR niet gemeten op locatie 18 tot 20
71	07/10/13	Scheldewacht	7	100%	
	08/10/13	NIET GEMETEN (afgelast door de mist)			
	09/10/13	Scaldis	6	100%	
72	18/11/13	Hondius	7	100%	
	19/11/13	Scaldis	7	100%	RBR niet gemeten op locatie 8 tot 14, CTD wel OK
	20/11/13	Scaldis	6	100%	
73	09/12/13	Scheldewacht	7	100%	RBR niet gemeten op locatie 1 tot 4
	10/12/13	Scaldis	7	100%	
	11/12/13	Scaldis	6	100%	
74	20/01/2014	Hondius	7	100%	
	21/01/2014	Scaldis	7	100%	
	22/01/2014	Scaldis	6	100%	RBR niet gemeten op locatie 15 tot 20

4.3.2. tijcampagnes

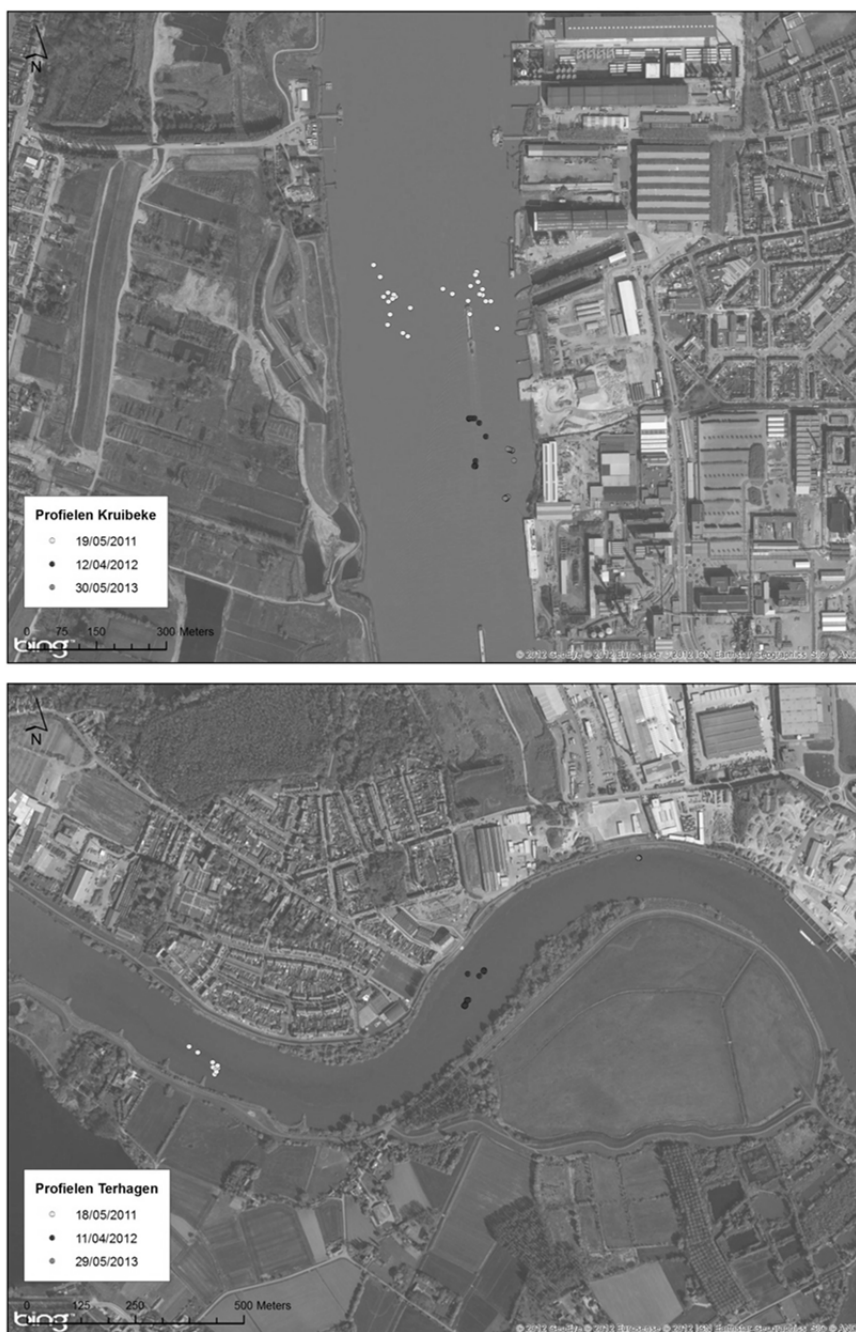
Overzicht

Tabel 4.4 geeft het overzicht van de uitgevoerde tijcampagnes in het meetjaar 2013. Tijdens deze metingen zijn er geen noemenswaardige problemen opgedoken.

In Figuur 4.3 en Figuur 4.4 worden de werkelijke posities van het schip afgebeeld tijdens het nemen van de profielen. Tijdens de campagne aan Terhagen en Schoonaarde ligt het meetschip aan een aanlegsteiger en tijdens de 2 andere campagnes gaat het schip voor anker. Het is merkbaar dat de posities van het schip over de meetjaren heen veranderd zijn. Deze veranderingen in positie zijn genomen uit praktische redenen (oa veiligheid) en beslist door de schipper in overleg met WL en UA Antwerpen. Dit moet in acht genomen worden indien men de verschillende campagne per locatie vergelijkt.

Tabel 4.4 Overzicht uitgevoerde 13-uursmetingen

Meetlocatie	Datum	Schip
Kruikeke	30/05/2013	Veremans
Terhagen	29/05/2013	Veremans
Schoonaarde	27/05/2013	Veremans
Lippenbroek	29/08/2013	Scheldewacht/Bijboot



Figuur 4.3: Situeringkaart van de profielmetingen tijdens de tijcampagnes te Kruibeke (top) en Terhagen (onder).



Figuur 4.4: Situering van de metingen tijdens de tijcampagnes te Schoonaarde (top) en Lippenbroek (onder).

Getijkarakteristieken tijdens de metingen

Het verticaal getij aan de dichtstbijzijnde tijposten is toegeleverd door het Waterbouwkundig Laboratorium. De hoog- en laagwatergegevens voor de metingen aan, Schoonaarde, Terhagen, Kruibeke en GGG Lippenbroek zijn weergegeven in Tabel 4.5 en Tabel 4.8. De belangrijkste kenmerken van deze getijden en een vergelijking met de decadegemiddelde waarden van de periode 1991-2001 (WL, 2009) staan beschreven in Tabel 4.7 en Tabel 4.8.

Hieruit blijkt dat de meetcampagnes van Schoonaarde en Terhagen onder springtijcondities werden uitgevoerd. Voor de meetcampagne te Kruibeke kan het tweede gedeelte van de getijcyclus onder

gemiddeld getij geclassificeerd worden (getijcoëfficiënt: 1.03). De meetcampagne te Lippenbroek werd uitgevoerd onder doottijcondities.

Tabel 4.5: Hoog- en laagwater op de 3 meetlocaties tijdens de metingen in mei 2013.

	Schoonaarde (idem) 27/05/2013		Terhagen (Walem) 29/05/2013		Kruibeke (Hemiksem) 30/05/2013	
	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)
HW(1)	06:13	5.50	06:42	6.10	07:05	5.88
LW(2)	13:55	1.68	13:58	0.54	13:49	0.07
HW(3)	18:36	5.33	19:05	5.97	19:28	5.62

Tabel 4.6: Hoog- en laagwater tijdens de metingen aan GGG Lippenbroek op basis van de tijpost te Tielrode (Durme).

	29/08/2013	
	Tijd (UTC)	Waterstand (mTAW)
HW(1)	08:56	4.96
LW(2)	15:44	0.3
HW(3)	21:15	5.03

Tabel 4.7: Vergelijking van de getijkenmerken op de meetdag aan Tielrode (Durme), met het gemiddeld doottij, het gemiddeld getij en het gemiddeld springtij over de decade 1991-2000 (WL, 2009).

	GGG Lippenbroek (Tielrode)			
	Doottij (1991 - 2000)	Gem. getij (1991 - 2000)	Springtij (1991 - 2000)	Getij 29 aug 2013
Niveau [m TAW]				
<i>HW (1)</i>	5.05	5.58	5.99	4.96
<i>LW (2)</i>	0.41	0.18	0.04	0.3
<i>HW (3)</i>	5.05	5.58	5.99	5.03
Getijverschil [m]				
<i>eb (1 tot 2)</i>	4.64	5.40	5.95	4.66
<i>vloed (2 tot 3)</i>	4.64	5.40	5.95	4.73
Duur [hh:mm]				
<i>eb (1 tot 2)</i>	7:05	7:16	7:26	6:48
<i>vloed (2 tot 3)</i>	5:35	5:10	4:54	5:31
<i>Getij (1 to 3)</i>	12:40	12:26	12:20	12:19
Getijcoëfficiënt				
<i>eb (1 tot 2)</i>	0.87	1	1.08	0.86
<i>vloed (2 tot 3)</i>	0.87	1	1.08	0.88

Tabel 4.8 Vergelijking van de getijkarakteristieken op de 3 meetdagen aan Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke, met het gemiddeld doottij, het gemiddeld getij en het gemiddeld springtij over de decade 1991-2000 (WL, 2009).

	Schoonaarde (idem)				Terhagen (Walem)				Kruibeke (Hemiksem)			
	Doodtij (1991 - 2000)	Gem getij (1991 - 2000)	Spring tij (1991 - 2000)	Getij 27 mei 2013	Doodtij (1991 - 2000)	Gem getij (1991 - 2000)	Spring tij (1991 - 2000)	Getij 29 mei 2013	Dood tij (1991 - 2000)	Gem getij (1991 - 2000)	Spring tij (1991 - 2000)	Getij 30 mei 2013
Niveau TAW												
HW(1)	4.73	5.07	5.35	5.50	5.04	5.52	5.87	6.10	4.92	5.41	5.78	5.88
LW(2)	1.77	1.85	1.92	1.68	0.57	0.45	0.40	0.54	0.35	0.03	-0.19	0.07
HW(3)	4.73	5.07	5.35	5.33	5.04	5.52	5.87	5.97	4.92	5.41	5.78	5.62
Getij verschil												
eb (1 tot 2)	2.96	3.22	3.43	3.82	4.47	5.07	5.47	5.56	4.57	5.38	5.97	5.81
vloed (2 tot 3)	2.96	3.22	3.43	3.65	4.47	5.07	5.47	5.43	4.57	5.38	5.97	5.55
Duur [hh:mm]												
eb (1 tot 2)	7:46	7:44	7:44	7:42	7:16	7:21	7:28	7:16	6:45	6:52	7:01	6:44
vloed (2 tot 3)	4:53	4:41	4:35	4:41	5:25	5:04	4:52	5:07	5:57	5:33	5:18	5:39
Getij (1 to 3)	12:39	12:25	12:19	12:23	12:41	12:25	12:20	12:23	12:42	12:25	12:19	12:25
Getij- coefficient												
eb (1 tot 2)	0.92	1.00	1.07	1.19	0.88	1.00	1.08	1.10	0.85	1.00	1.11	1.08
vloed (2 tot 3)	0.92	1.00	1.07	1.13	0.88	1.00	1.08	1.07	0.85	1.00	1.11	1.03

Meteorologische data

Voor de 3 meetlocaties die in mei 2013 bemeten zijn en Lippenbroek, wordt een meteorologische overzicht gegeven in Tabel 4.9. Gedurende de meetdagen waren de meteorologische omstandigheden normaal en hebben deze geen significante invloed op de gemeten data gehad.

Tabel 4.9 Meteorologische data te Antwerpen gedurende meetdagen in 2013 (Wunderground, 2013).

Station Antwerpen	Schoonaarde (27/05/2013)	Terhagen (29/05/2013)	Kruibeke (30/05/2013)	Lippenbroek (29/08/2013)
Gem. temperatuur (°C)	13	10	12	17
Max. temperatuur (°C)	19	11	16	24
Min. temperatuur (°C)	7	9	9	10
Neerslag (mm)	0	5.0	0.8	0
Gem. windsnelheid (km/u)	10	12	7	5
Max. windsnelheid (km/u)	15	22	17	17
Windrichting (°)	W-ZW	W	E	W

4.4. Methodiek voor de verwerking en visualisatie

4.4.1. kalibratie van akoestische backscatter

De ADCP backscatter wordt met behulp van de genomen waterstalen in Sediview gekalibreerd naar sedimentconcentraties in mg/l. De methodiek voor deze verwerking staat beschreven in **Error! Reference source not found.** (IMDC, 2010 & DRL software, 2011).

4.4.2. Visualisatie

Maandelijkse campagne

Voor elke parameter wordt een dieptegemiddelde waarde berekend over:

- Heel het profiel;
- Onderste helft van het profiel;
- Bovenste helft van het profiel.

Dit werd uitgevoerd voor de gemeten stroomsnelheid, stroomrichting, sedimentconcentratie, en sedimentflux. De sedimentflux wordt bekomen door vermenigvuldiging van de snelheid en sedimentconcentratie. De resultaten van de maandelijkse meetcampagnes worden gevisualiseerd op een tijds van een meetjaar. Aan de hand van de gemiddelde diepte (vierkantje) worden, stroomrichting, stroomsnelheid, sedimentconcentraties en sedimentflux weergegeven. Daarnaast wordt een onderscheid gemaakt tussen de waarden van de bovenste laag (0-50%) van het profiel en de onderste laag (50-100%) van het profiel. Er dient opgemerkt te worden dat voor de resultaten van de RCM-9 er geen profiel beschikbaar is. In overleg met de UAntwerpen werd aangenomen dat het gemeten punt representatief is voor heel het profiel. De resultaten zijn terug te vinden in **Error! Reference source not found.** en **Error! Reference source not found.**

Tijcampagnes

Voor de tijmetingen werden dezelfde figuren gemaakt als bij de maandelijkse campagnes, met het verschil dat de tijdas loopt over 13 uur en met aanduiding van het getij. De resultaten zijn terug te vinden in **Error! Reference source not found.**

De raaimetingen aan Lippenbroek worden gevisualiseerd in een contourplot met aanduiding van de geregistreeerde waterstand aan tijpost Tielrode en de bodemligging van de ADCP. De geregistreeerde waarden worden op de theoretische vaste raai geprojecteerd en gevisualiseerd. De getoonde afstand is de geprojecteerde afstand langsheen de theoretische raai. De resultaten zijn terug te vinden in **Error! Reference source not found.**

4.4.3. Beschrijving van de bijgeleverde digitale data

Per meetcampagne is er voor iedere meetlocatie een ASCII-bestand opgeleverd van het gemeten diepteprofiel. Deze file bevat de volgende parameters:

- Diepte [m of mTAW]
- Stroomsnelheidscompenent in X [m/s]
- Stroomsnelheidscompenent in Y [m/s]
- Totale stroomsnelheid [m/s]
- Stroomrichting [°]
- Sedimentconcentratie [mg/l]
- Sedimentflux [g/m²s]

De metadata bevat:

- Date [ddmmyyyy]
- Time in UTC [hhmmss]
- X coordinate in UTM31 WGS84 [m]
- Y coordinate in UTM31 WGS84 [m]
- Name: Naam van de meetlocatie
- CSV file: naam van het ADCP-bestand
- Water level: waterhoogte aangeleverd door het Waterbouwkundig Laboratorium
- Bottom level: gemeten bodemligging door de ADCP
- KS: kalibratieconstante in Sediview (zie **Error! Reference source not found.**)
- S: kalibratieconstante in Sediview (zie **Error! Reference source not found.**)
- Ensemble_1: Ensemblenummer van de ADCP bij het eerste kalibratiepunt
- Depth_1 [m]: Diepte het eerste kalibratiepunt
- SSC_A1 [mg/l]: Sedimentconcentratie van het waterstaal bij het eerste kalibratiepunt
- SSC_B1 [mg/l]: Sedimentconcentratie van OBS bij het eerste kalibratiepunt
- SSC_C1 [mg/l]: Sedimentconcentratie van ADCP bij het eerste kalibratiepunt
- Ensemble_2: Ensemblenummer van de ADCP bij het tweede kalibratiepunt
- Depth_2 [m]: Diepte het tweede kalibratiepunt
- SSC_A2 [mg/l]: Sedimentconcentratie van het waterstaal bij het eerste kalibratiepunt
- SSC_B2 [mg/l]: Sedimentconcentratie van OBS bij het eerste kalibratiepunt
- SSC_C2 [mg/l]: Sedimentconcentratie van ADCP bij het eerste kalibratiepunt
- Locatienummer: Locatienummer

Niet gekende of geregistreeerde data wordt aangegeven door 'Not a Number' (NaN).

4.5. Beschrijving van de Resultaten

4.5.1. Maandelijks monitoring

Error! Reference source not found. toont de variatie van de sedimentconcentratie (zie §4.2.4), stroomsnelheid en sedimentflux tijdens de maandelijks monitoring in het meetjaar 2013, op 20 geselecteerde locaties langs de Schelde en de Rupel (Dijle en Beneden-Nete). Aangezien het om discrete metingen gaat over een jaar en op verschillende tijdstippen t.o.v. het getij, is het niet evident om uitgesproken conclusies te trekken gedurende een jaar. De sedimentconcentraties variëren namelijk over een tijdsyclus. Door op elke locatie een jaargemiddelde te nemen over al de genomen profielen zal de tijafhankelijkheid verminderd worden. Via deze methode kan een inschatting bekomen worden dat de concentraties over de jaren heen zijn geëvolueerd.

In **Error! Reference source not found.** worden de jaargemiddelde oppervlakesedimentconcentraties gevisualiseerd naar analogie van IMDC (2013b). In IMDC (2013b) worden jaargemiddelden en boxplots getoond voor elke meetlocatie en vergeleken met de voorgaande meetjaren. Oppervlakteconcentraties worden bepaald omdat van deze concentraties een langdurige tijdreeks beschikbaar is. De boxplots geven een jaarlijkse overzicht van de verdeling van de waargenomen sedimentconcentraties. De samenvatting bestaat uit het minimum en maximum (zwarte horizontale lijntjes), het eerste en derde kwartiel (boven- en onderzijde van de blauwe balk), de mediaan (rode horizontale lijn) en de jaargemiddelde waarde (zwarte cirkel). Uitbijters worden als rode kruisjes voorgesteld. Een overzicht van de evolutie van de jaargemiddelde worden weergegeven in Figuur 4.5 voor de Zeeschelde en Figuur 4.7 voor de Rupel. Het jaargemiddelde in het overzicht zijn uitgefilterde waarden vergeleken met de boxplot figuren. Bijvoorbeeld te Kallo wordt een meetwaarde bekomen van 6500mg/l, wat het gemiddelde verhoogt tot 700 mg/l. Zonder deze uitschieter bedraagt echter het gemiddelde 200 mg/l wat meer in lijn ligt met de verwachtingen. Daarom worden de jaargemiddelden gefilterd op basis van de jaarmediaan. Een meetwaarde wordt als uitschieter beschouwd als het verschil tussen de meetwaarde en de jaarmediaan groter is dan 5% ten opzichte van de jaarmediaan.

Vanaf de start van de metingen (1995) wordt er doorgaans op de Zeeschelde, op basis van de evolutie in jaargemiddelden, 3 gebieden onderscheiden: Boven-Zeeschelde opwaarts Dendermonde, Boven-Zeeschelde afwaarts Dendermonde en de Beneden-Zeeschelde (Figuur 4.5).

In de Boven-Zeeschelde opwaarts van Dendermonde (meetlocaties tussen Melle en Dendermonde) variëren de jaargemiddelde sedimentconcentraties tussen 30 en 180 mg/l. De hogere sedimentconcentraties worden vanaf 2009 meer opgemeten. Voor het 2009 waren de concentraties lager. In 2013 zijn de sedimentconcentraties ten opzichte van de laatste 2 voorgaande jaren min of meer hetzelfde gebleven. Afwaarts is er een lichte daling waargenomen van ongeveer 50mg/l.

In de Boven-Zeeschelde afwaarts van Dendermonde (meetlocaties tussen Dendermonde en Steendorp, Rupelmonding) zijn de jaargemiddelde sedimentconcentraties hoger dan het opwaartse gedeelte van Dendermonde en variëren tussen 50 en 300 mg/l. De hoogste sedimentconcentraties worden waargenomen in de omgeving van meetlocatie Temse. De jaargemiddelde sedimentconcentraties zijn tussen 2000 en 2005 afgenomen. Vanaf 2006-2007 zijn de sedimentconcentraties terug hoger met een uitschieter in 2011. In 2012 en 2013 zijn de concentraties terug afgenomen tot het niveau van 2006-2010.

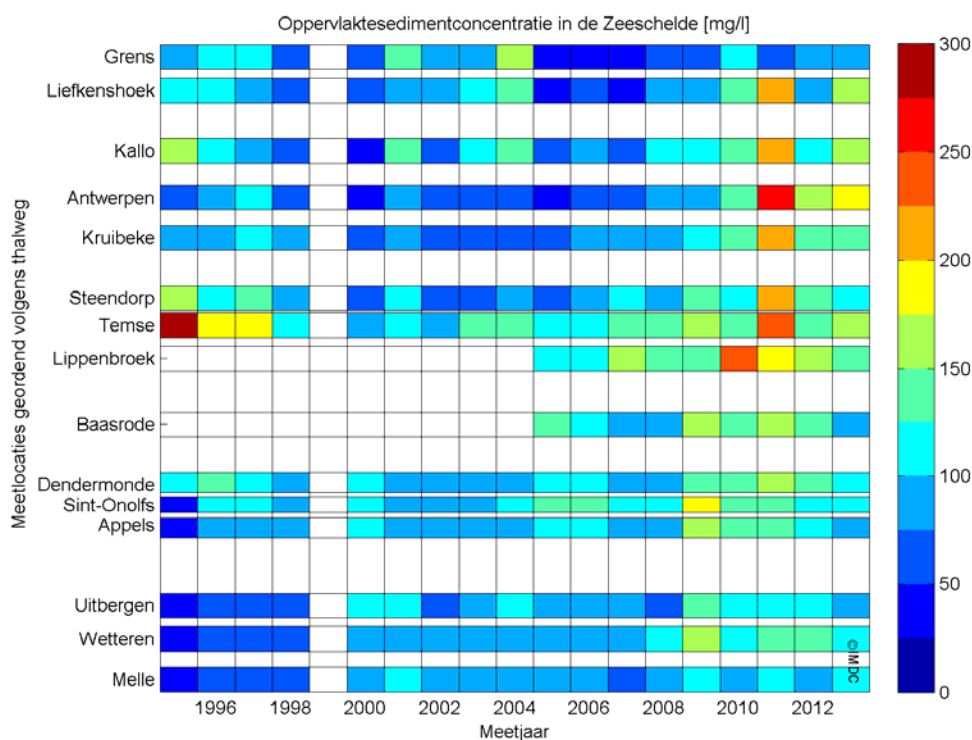
In de Beneden-Zeeschelde (meetlocatie Kruibeke tot Grens) schommelen de jaargemiddelde sedimentconcentraties tussen 30 en 250 mg/l. Tussen Kruibeke en Antwerpen wordt er in de periode 2000-2006 lagere concentraties waargenomen. Stroomafwaarts van Antwerpen zijn de sedimentconcentraties lager tussen 2005 en 2008. De hoogste jaargemiddelde concentraties worden waargenomen in 2011 en voornamelijk nabij de meetlocatie Antwerpen. Te Kallo bedraagt het

jaargemiddelde in 2011 700 mg/l, wat bekomen wordt door een uitschieter van ongeveer 6500 mg/l. Zonder deze uitschieter bedraagt het jaargemiddelde echter 200 mg/l, wat meer in lijn is met de verwachtingen. Rondom meetlocatie grens (Belgisch-Nederlandse grens) zijn de jaargemiddelde sedimentconcentraties lager. In 2013 zijn de sedimentconcentraties toegenomen in vergelijking met 2012. De stijging rondom 2008-2009 van de jaargemiddelde sedimentconcentraties in de Beneden-Zeeschelde is groter dan in de Boven-Zeeschelde. In IMDC (2013b) wordt aangetoond dat er een verband bestaat tussen sedimentconcentraties en de stortactiviteiten in de Beneden-Zeeschelde (voornamelijk stroomafwaarts van Antwerpen). De sterkere stijging kan mede een gevolg zijn van de intensievere stortactiviteiten tijdens deze periode in de Beneden-Zeeschelde.

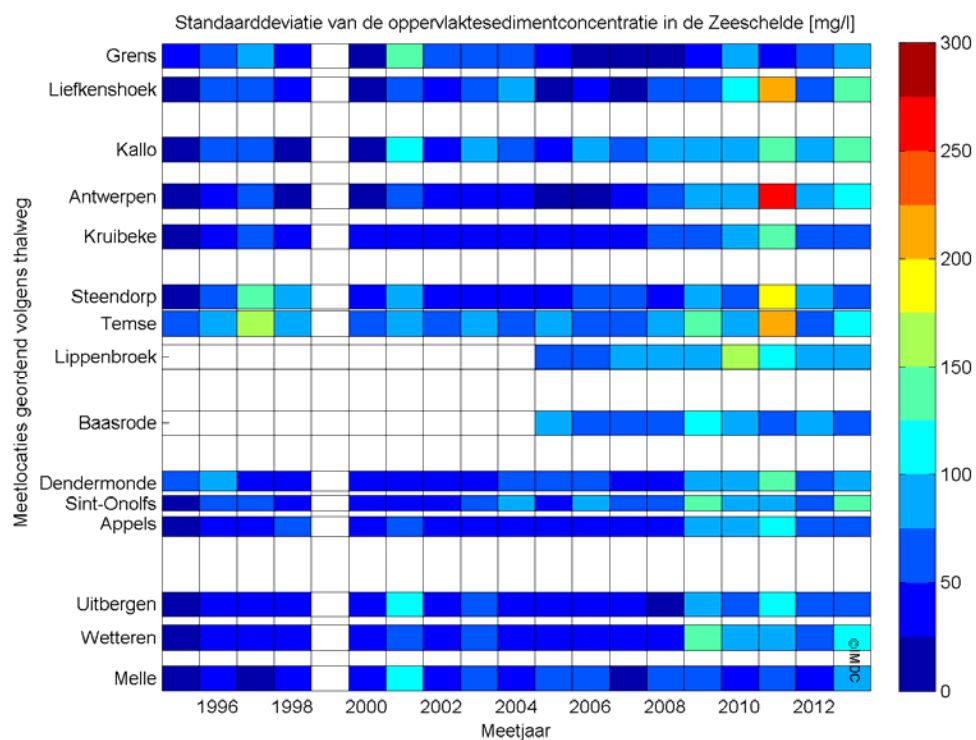
In Figuur 4.6 wordt de variatie (standaarddeviatie) in een meetjaar weergegeven op de Zeeschelde. Doorgaans is de variatie hoog wanneer de jaargemiddelde concentraties hoog zijn. In het meetjaar 2011 is de variatie het hoogst en voornamelijk stroomafwaarts van Lippenbroek.

De jaargemiddelde sedimentconcentraties op de Rupel variëren in 2005 en 2013 tussen +/- 20 en 150 mg/l met de hoogste concentraties in het jaar 2011 (Figuur 4.6)

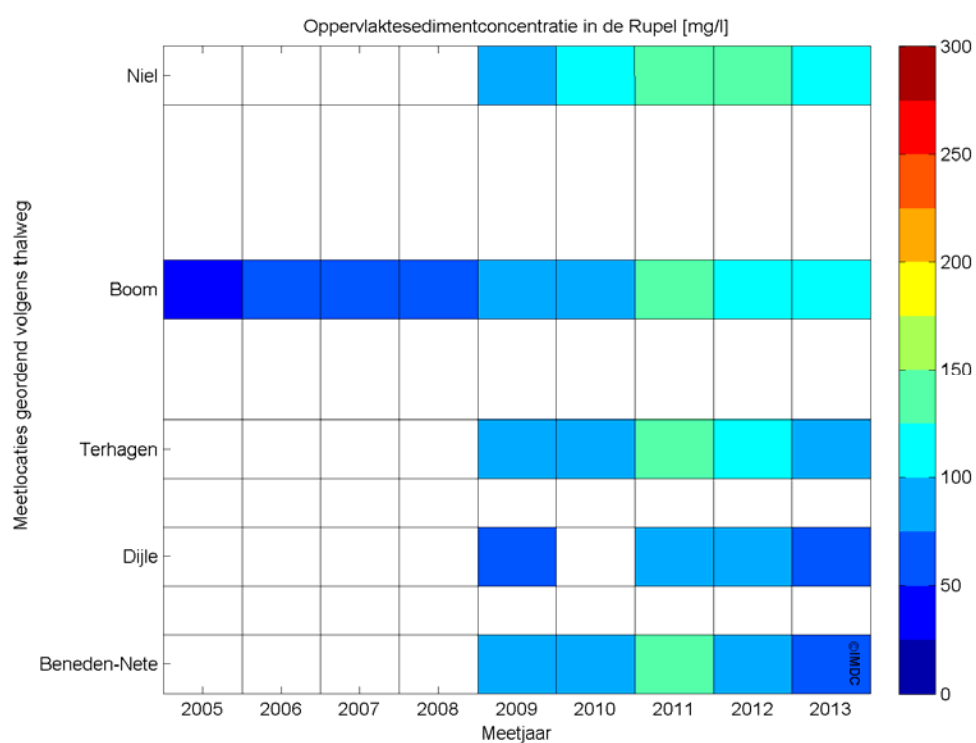
Na 2011 nemen de concentraties af. De jaargemiddelde sedimentconcentraties op de Dijle en Beneden-Nete zijn van gelijkaardige grootorde. De variatie op het jaargemiddelde neemt toe naar de monding van de Rupel toe (Figuur 4.8). De sedimentconcentraties op de Zeeschelde nemen niet zichtbaar toe na de samenvloeiing van de Rupel (tussen meetlocaties Steendorp en Kruibeke) en heeft zichtbaar weinig effect op de sedimentconcentraties op de Zeeschelde.



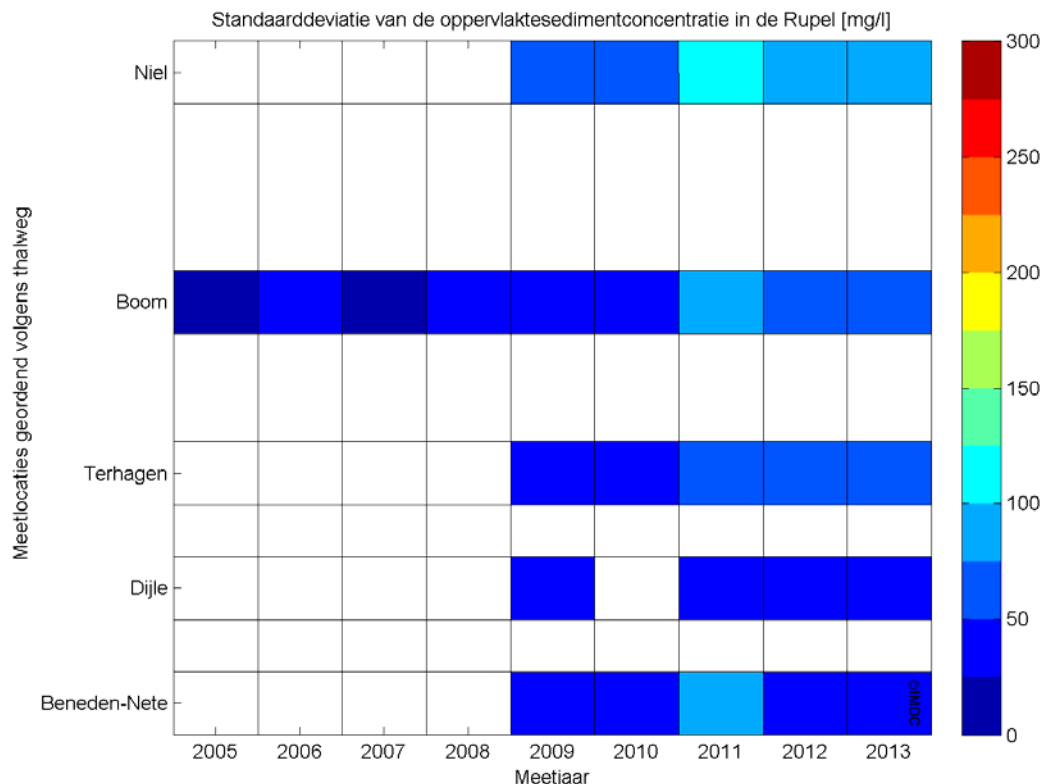
Figuur 4.5: Evolutie van de 'gefilterde' oppervlakesedimentconcentratie in de Zeeschelde van begin van de meetcampagne in 1995 tot 2013 in functie van afstand tot grens.



Figuur 4.6: Evolutie van de 'gefilterde' standaarddeviatie tijdens een meetjaar van de oppervlakesedimentconcentratie in de Zeeschelde van 1995 tot 2013.



Figuur 4.7: Evolutie van de 'gefilterde' oppervlakesedimentconcentratie in de Rupel van begin van de meetcampagne in 2005 tot 2013.



Figuur 4.8: Evolutie van de 'gefilterde' standaarddeviatie tijdens een meetjaar van de oppervlakesedimentconcentratie in de Rupel van 2005 tot 2013.

4.5.2. Tijscampagnes

Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke

De 13-uursmetingen aan Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke werden alle drie bij springtij condities uitgevoerd behalve de 2^{de} getijcyclus op 30 mei 2013 te Kruibeke die als gemiddeld kan worden aangenomen (zie Tabel 4.8). De hoogste stroomsnelheden komen voor tijdens de vloedfase vanaf ongeveer 1 uur voor HW tot HW. Deze stroomsnelheden bereiken te Schoonaarde een dieptegemiddelde waarde van 0.5 m/s en voor Terhagen een waarde van 1.1 m/s. Voor Kruibeke werd een maximum van 1.2 m/s gemeten. Tijdens kentering zijn de stroomsnelheden minimaal. Deze resultaten zijn terug te vinden in **Error! Reference source not found..**

De dieptegemiddelde sedimentconcentratie tijdens de 13-uursmetingen te Schoonaarde varieert tussen 35 en 125 mg/l. Ter hoogte van Terhagen varieert de sedimentconcentratie tussen 30 en 135 mg/l en te Kruibeke tussen 100 en 365 mg/l. De hoogste concentraties zijn een uur voor HW tot HW waar te nemen. Een uur voor LW is ook een stijging in sedimentconcentratie waar te nemen, deze is echter minder hoog dan voor HW. Tijdens de kentering worden de laagste sedimentconcentraties waargenomen.

Er dient opgemerkt te worden dat de metingen ter hoogte van Terhagen niet op dezelfde plek plaatsvonden als voorbije jaren, zie Figuur 4.3. Bij vergelijking van de data met voorgaande campagnes dient hiermee rekening te worden gehouden. Deze verandering van locatie is vastgesteld geweest door de UAntwerpen en dit om praktische redenen.

GGG Lippenbroek

De profielmetingen op de Schelde tonen watersnelheden tot 0.9 m/s, de stroomrichting is steeds goed definieerbaar, 135° tijdens vloed, 315° tijdens eb. De dieptegemiddelde sedimentconcentraties variëren tussen 85mg/l en 270mg/l. De hoogste concentraties worden ongeveer 1 uur voor HW gemeten. De laagste concentraties worden 1.5 tot 2u na HW gemeten. Een uur voor HW bedraagt de stroomsnelheid 0.9 m/s. Deze neemt sterk af tot bijna 0m/s tijdens kentering, ongeveer 1 uur na HW. Tijdens de ebfase stijgt de stroomsnelheid terug tot 0.8 m/s. Deze resultaten zijn terug te vinden in **Error! Reference source not found..**

De stroomsnelheden in de kil zijn doorgaans zeer laag, met snelheden die de 0.4 m/s niet overschrijden. Eveneens is er geen eenduidige richting waarneembaar. De gemeten concentraties zijn laag, ze blijven steeds onder 225 mg/l en zijn homogeen verspreid. De hoogste concentraties zijn waarneembaar aan de ingang van de kil ongeveer 1 uur voor HW. Na HW neemt de sedimentconcentratie sterk af tot waarden onder 75 mg/l.

4.6. Referenties

DRL Software (2011). Sediview User's Guide v3.

IMDC (2008). Haalbaarheidsstudie Nutrienten en Sedimenttransportmodellering in 2D voor het Scheldebekken en het GOG KBR, Conceptverslag oriënterende sedimentmetingen tijdens verschillende 13-uursmeetcampanes, I/RA/11214/07.039/BQU.

IMDC (2010). Modellering water-en sedimentbeweging Lippenbroek, rapport hoog water ADCP metingen op 14/09/2010 ter hoogte van de kil, I/RA/11214/10.185/BQU.

IMDC (2011). OMES (onderzoek Milieu-effecten Sigmaplan), Stromings- en sedimentconcentratiemetingen in 2011. (I/RA/11371/11.111/BQU)

IMDC (2012). Stromings- en sedimentconcentratiemetingen in mei 2011 te Schoonaarde, Terhagen en Kruibeke. MONEOS (I/RA/11371/11.146/BQU)

IMDC (2013a). OMES (onderzoek Milieu-effecten Sigmaplan), Stromings- en sedimentconcentratiemetingen in de Zeeschelde 2012 (I/RA/11371/12.254/PAU)

IMDC (2013b). Deelopdracht 1: Analyse slibconcentraties in de Zeeschelde, in kader van Monitoringsprogramma flexibel storten – Fase 2, in opdracht van Afdeling Maritieme Toegang, Departement Mobiliteit en Openbare Werken, Vlaamse Overheid.

Unesco (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater, UNESCO Technical Papers in Marine Science, 44. UNESCO, France.

Waterbouwkundig Laboratorium (2009). Overzicht van de tijwaarnemingen in het Zeescheldebekken gedurende het decennium 1991-2000, t.o. tijwaarnemingen Zeescheldebekken 1991-2000.

Wunderground (2013). Weather Underground: www.wunderground.com

Hoofdstuk 5. Fytoplankton en fytobenthos

Phytoplankton and phytobenthos dynamics in the Scheldt estuary in 2013

Evelyn Buyze

Jeroen Van Wichelen

Renaat Dasseville

Ilse Daveloose

Tine Verstraete

Wim Vyverman

Eindverslag voor deelstudie 5 (perceel 5), periode 2013

Laboratory for Protistology & Aquatic Ecology
Biology Department, Ghent University

5.1. Abstract

From January to December 2013 **phytoplankton** dynamics were monitored monthly at 15 different stations in the Scheldt river between Ghent and the Belgian-Dutch border, as well as the main tributaries of the Scheldt estuary: Bovenschelde, Dender, Durme and Rupel. In addition to these sampling stations, the Dijle, Beneden-Nete, Grote-Nete and Kleine-Nete were also monitored.

The year 2013, was characterized by less intense blooms compared to the blooms observed in 2012. The blooms were more widespread over both time and space with a total of five blooms being observed in the Scheldt estuary. A first bloom developed in the beginning of April around the upstream stations from Temse towards Melle, with a maximum chlorophyll a value of $137 \mu\text{g L}^{-1}$ measured around the station Baasrode. This bloom was followed by a second bloom at the end of May with a maximum chlorophyll a value of $229 \mu\text{g L}^{-1}$ in Wetteren. During summer, one big bloom extended from the end of June until half of September in the upstream reaches of the Scheldt river with a maximum chlorophyll a value of $409 \mu\text{g L}^{-1}$ measured in the station Appels. A last bloom developed in October in the most upstream station Melle with a maximum chlorophyll a value of $371 \mu\text{g L}^{-1}$. Similar to previous years, a small spring bloom was observed in the brackish part of the estuary at the end of May, with a maximum chlorophyll a concentration of $130 \mu\text{g L}^{-1}$ in the station Boei 92.

The phytoplankton species composition was again mainly dominated by diatoms, with *Thalassiosira nodulolineata*, *Cyclotella meneghiana/scaldensis* and *Actinocyclus normannii* as the most abundant diatom species during bloom formations. A remarkable species shift is going on since 2011, in which the small centric diatom *Cyclotella meneghiana/scaldensis* replaces the large centric diatom *Actinocyclus normannii* as the dominant species of the diatom community. Unlike previous years no *Stephanodiscus hantzschii* bloom was observed during spring. During summer, the chlorophytes became also abundant in the phytoplankton community. *Pediastrum*, *Desmodesmus*, *Actinastrum*

and *Closterium* were the dominant green algae species. In late summer, small densities of Euglenophytes (mainly *Euglena*), cryptophytes (mainly *Cryptomonas*), cyanobacteria and dinophytes were observed. In the tributaries these phytoplankton groups were more abundant during the year compared to the monitoring stations in the Scheldt estuary.

Phytobenthos was monitored monthly along a transect on 5 intertidal flats in the Scheldt estuary between Ghent and the Belgian-Dutch border. Generally, the chlorophyll a increased from the low water line towards the high water line. The chlorophyll a values were similar compared to previous year. A first maximal chlorophyll a value was observed in July at the most upstream station Appels (196 mg m⁻²) and a second maximum was observed in October (220 mg m⁻²) at Boerenschans. Diatoms were dominant in all flats of the brackish and freshwater zone. More upstream in the freshwater zone, euglenophytes and green algae became also abundant.

5.2. Monitoring phytoplankton biomass and community composition

5.2.1. Methodology

Every month and biweekly during spring and summer time, a 50 mL water sample was taken at each monitoring station along the Scheldt continuum and was fixed with alkaline lugol solution. To ensure long-term storage, samples were post-fixed with formalin (5% final concentration) in the laboratory within 2 days of sampling.

Pigment analysis was performed with the HPLC method according to Van Heukelem & Thomas (2001). A known volume of water was filtered over a glass fiber filter (GF/F). This filter was immediately frozen in the field with liquid nitrogen and stored in the laboratory at -80°C to avoid degradation of pigments until analysis. Phytoplankton pigments were extracted in acetone 90%. Sonication with the use of a tip-sonicator was used to destroy the phytoplankton cells and to make sure all pigments present on the filter were extracted in the solvent. The pigment extract was then injected into a High Performance Liquid Chromatography (HPLC) (Agilent 1100 Series) system to separate the different pigments present in the pigment extract. The time at which a peak in absorbance or fluorescence is observed (the retention time), can be used to identify the pigment associated with this peak. The surface of the peak can be used to quantify the amount of pigment that was present in the extract. By comparing retention times, peak surfaces and absorption spectra with analysis of pure pigment extracts of known concentration, the pigment associated with the peak can be identified and its concentration can be calculated.

As chlorophyll a is present in all phytoplankton groups, this pigment is used to estimate the total phytoplankton biomass. The other pigments (fucoxanthin, chlorophyll b, lutein, zeaxanthin, peridinin and alloxanthin) are more specific and used to distinguish the different phytoplankton groups.

The phytoplankton species composition was analyzed using inverted microscopy. A 5 to 10 mL subsample was transferred to a sedimentation chamber and phytoplankton cells could settle for one day. Cells in the sedimentation chamber were counted with an inverted microscope (Zeiss Axiovert) at a magnification of 200 to 400 times. Identification was carried out to species level or, when identification was impossible by means of light microscopy, up to genus level. A fixed number of 400 phytoplankton 'units' were enumerated in each sample (CEN, 2006). A 'unit' corresponds to a phytoplankton cell, a coenobium or a colony. For each phytoplankton taxon, the size of 15 units were measured to estimate the biovolume. The biovolume of each taxon was then multiplied by its

abundance to estimate the total biovolume in the sample. Using published conversion factors (Menden-Duer & Lessard, 2000) biovolume was converted to biomass (in $\mu\text{g C L}^{-1}$).

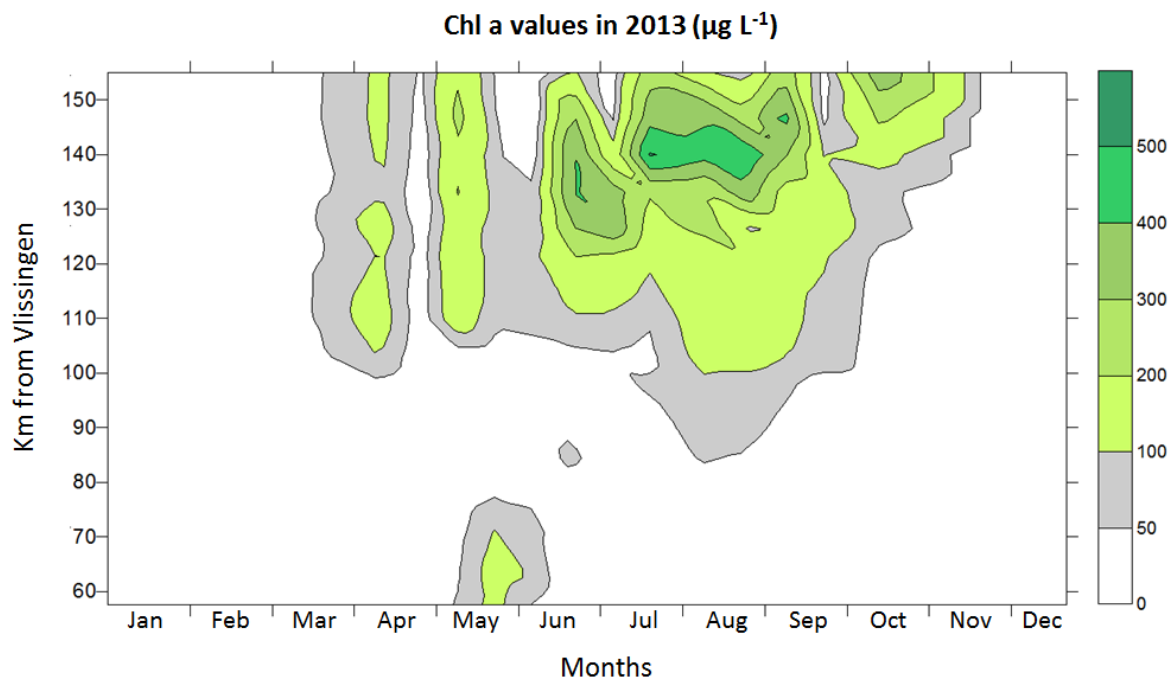
Graphs were created in excel 2010 and surferplots were made using the program Surfer 7 based on the triangulation/linear interpolation method.

5.2.2. Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary in 2013

In 2013, four blooms in the upstream reaches of the Scheldt river and one smaller bloom in the brackish zone were observed (Figuur 5.1).

A first bloom developed in the beginning of April around the upstream stations from Temse towards Melle, with a maximum chlorophyll a value of $137 \mu\text{g L}^{-1}$ measured around the station Baasrode (118 km). This bloom was followed by a second bloom at the end of May with a maximum chlorophyll a value of $229 \mu\text{g L}^{-1}$ in Wetteren (145 km). In summer, one big bloom extended from the end of June until half of September in the upstream reaches of the Scheldt river. The highest chlorophyll a concentrations with values of $409 \mu\text{g L}^{-1}$ and $394 \mu\text{g L}^{-1}$ were measured in the stations Appels (128 km) and Sint-Onolfs (125 km) respectively. A last bloom developed in October in the most upstream station Melle (155 km) with a maximum chlorophyll a value of $371 \mu\text{g L}^{-1}$.

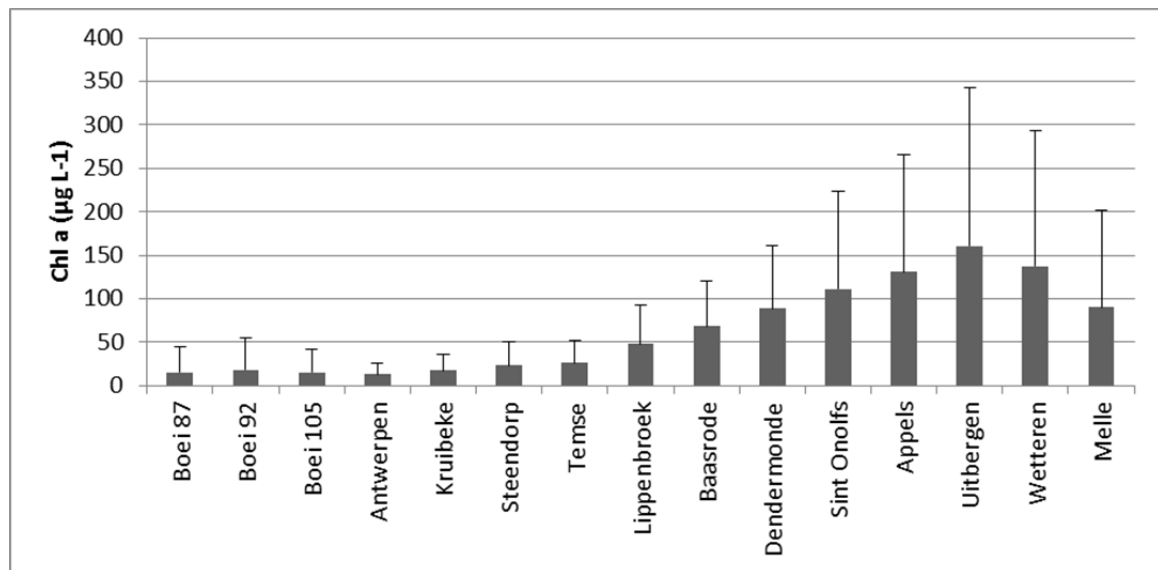
Similar to previous years, a small spring bloom was observed in the brackish part of the estuary at the end of May, with a maximum chlorophyll a concentration of $130 \mu\text{g L}^{-1}$ in the station Boei 92 (63,5 km).



Figuur 5.1 Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in 2013 along the Scheldt estuary from the freshwater tidal zone around Ghent city (± 160 km from the river mouth, nearby Vlissingen) towards the brackish zone at the Belgian-Dutch border (± 60 km).

Analogous to previous years, lower phytoplankton biomass was observed in the brackish part of the Scheldt estuary, indicated by low chlorophyll a concentrations in the stations Boei 87, Boei 92, Boei 105 and Antwerp (Figuur 5.2). Lower light conditions and higher salinity stress might cause this decrease. Higher salinity in the brackish zone can cause osmotic shocks to phytoplankton cells. Light limitation in this zone is due to a combination of a deep water column and higher turbidity.

Similar to previous year, the highest chlorophyll a values are measured in the most upstream stations of the Scheldt river with the maximal mean chlorophyll a value in Uitbergen, followed by the stations Wetteren and Appels, while in 2010 and 2011 this maximum was found in the most upstream station Melle.



Figuur 5.2 Averaged chlorophyll a value for each monitoring station in the Belgian part of the Scheldt estuary in 2013, starting with the most downstream station Boei 87 towards the most upstream station Melle.

5.2.3. Phytoplankton biomass in the Scheldt estuary between 1996 and 2013

After a period of rather low phytoplankton biomass, an increase in bloom formation is observed since 2003 (Figuur 5.3). Between 2003 and 2013 high chlorophyll a values were measured, except for 2011 with extremely low values. As high chlorophyll a values were again observed in 2012 and 2013, the low phytoplankton biomass in 2011 can be considered as rather exceptional instead of the beginning of a negative trend due to for instance declining water quality.

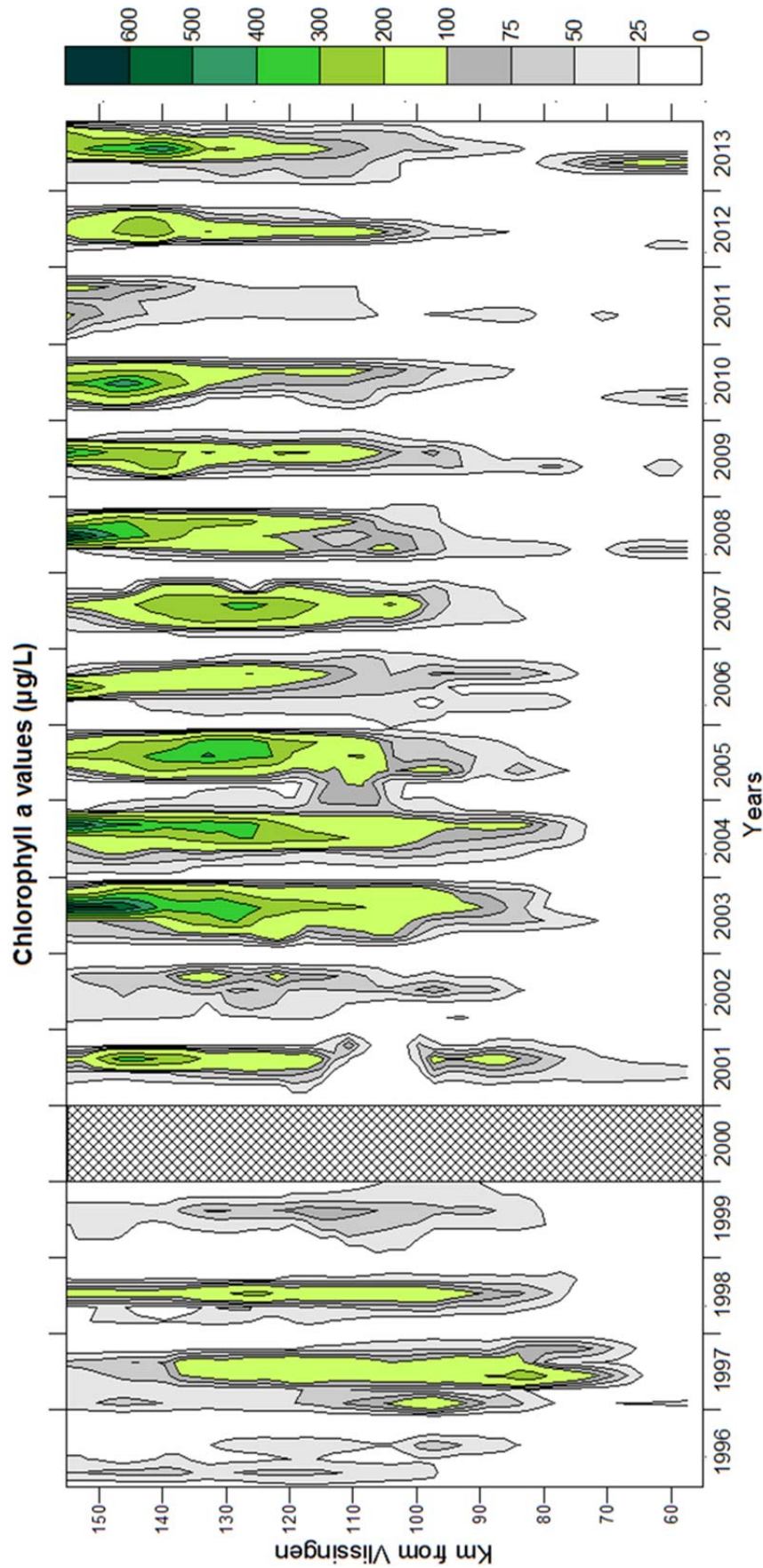
Since 2007 we also see a gradual shift of the bloom towards the upstream part of the river.

Since 2008, a recurrent spring bloom is observed in the brackish part of the estuary, dominated by the centric diatom species *Thalassiosira nodulolineata*.

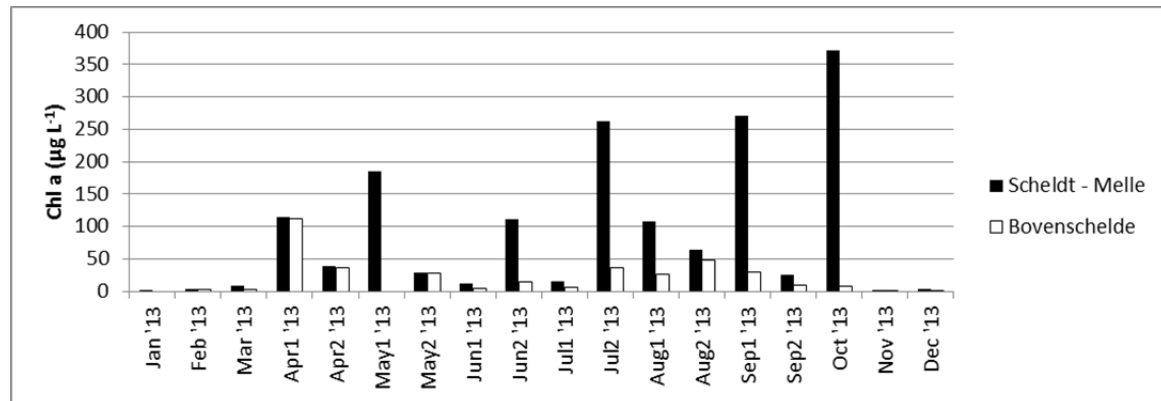
5.2.4. Comparison of phytoplankton biomass between estuary and tributaries

The comparison of phytoplankton biomass between the Scheldt estuary and its tributaries is important to gain a better understanding of the contribution of phytoplankton communities from the tributaries to the phytoplankton community in the Scheldt estuary. In general, there were no remarkable changes and the same conclusions could be drawn compared to previous years. Figuur 5.4 - Figuur 5.10 represent the amount of chlorophyll a in the tributaries compared to the adjacent stations in the estuary.

Phytoplankton biomass in the tributary **Bovenschedde** was similar or significantly lower than the biomass in the adjacent monitoring station in the Scheldt at **Melle** (Figuur 5.4). In general, the tributary is not considered to act as a major source of phytoplankton for the Scheldt estuary.

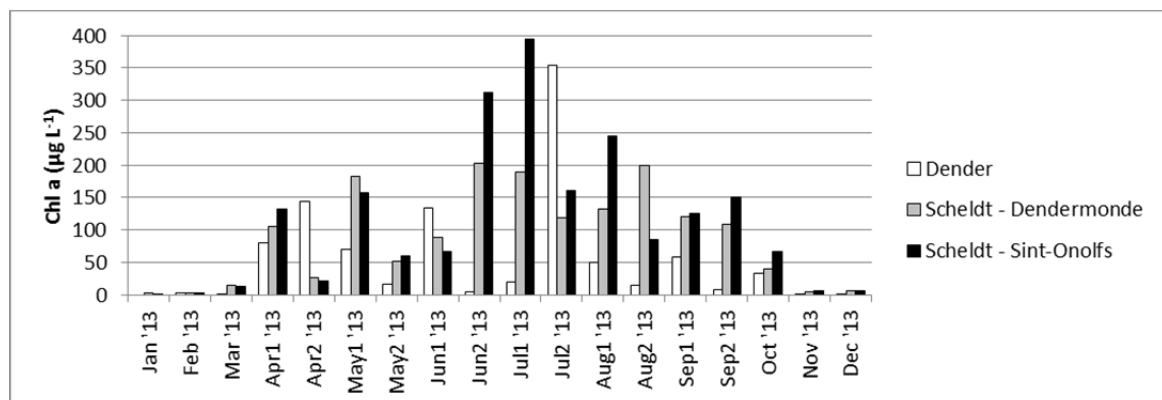


Figuur 5.3 Phytoplankton bloom development indicated as chlorophyll a ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the Belgian part of the Scheldt estuary from 1996 until 2013 (no data in 2000).



Figuur 5.4 Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the tributary Bovenschelde compared to the adjacent monitoring station in the Scheldt at Melle between January and December 2013. No data for the station Bovenschelde in January and May1.

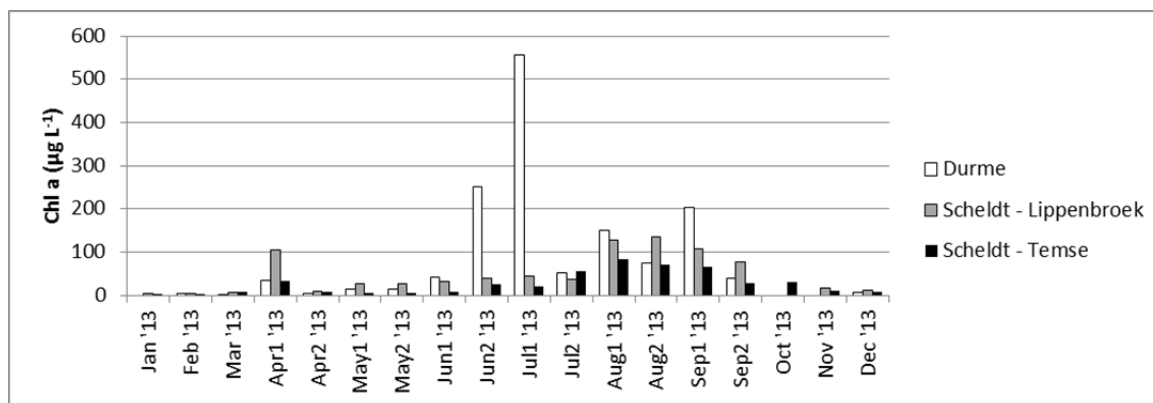
In general chlorophyll a values were much higher in the monitoring stations **Dendermonde** and **Sint-Onolfs** compared to the tributary **Dender** (Figuur 5.5). However, in spring (April – June) and at the end of July, substantial higher concentrations were observed in the tributary, so the Dender could have acted as a source of phytoplankton for the Scheldt river during these months



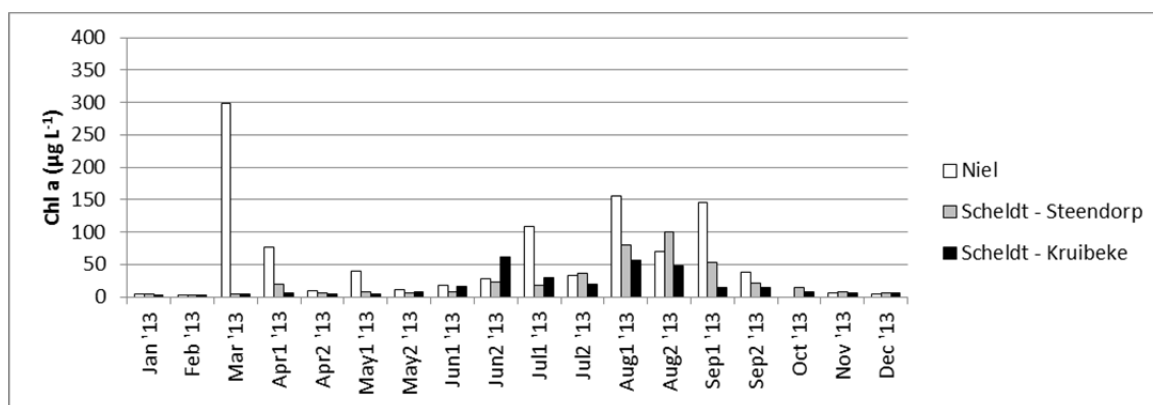
Figuur 5.5 Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the tributary Dender compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt at Dendermonde and Sint-Onolfs between January and December 2013.

The chlorophyll a concentrations in the tributary **Durme** were in general similar to the values measured in the Scheldt river at the monitoring stations **Lippenbroek** and **Temse** (Figuur 5.6). However, from the end of June until September significantly higher chlorophyll a values were observed in the tributary Durme and during this period, the Durme could have been a source of phytoplankton for the Scheldt river.

Phytoplankton biomass in the tributary Rupel at **Niel** (Figuur 5.7) was always similar or higher than in the stations **Steendorp** and **Kruibeke** in the Scheldt estuary, except during the end of the months June and August. Therefore the Rupel can act as a possible phytoplankton source in these adjacent monitoring stations. Since 2009, phytoplankton biomass reached similar values as in the Scheldt river, while before the biomass in the Rupel was very low. The increase in phytoplankton biomass in the Rupel is possible related to improvement of water quality since 2008. However in 2011 and 2012 very low biomasses were observed with a maximum chlorophyll a value of only $57 \mu\text{g L}^{-1}$ (Kruibeke, May) in 2011 and $43 \mu\text{g L}^{-1}$ (Rupel, June) in 2012. In 2013, phytoplankton biomass was able to form dense blooms again with a maximum chlorophyll a value of $298 \mu\text{g L}^{-1}$ (Rupel, March).

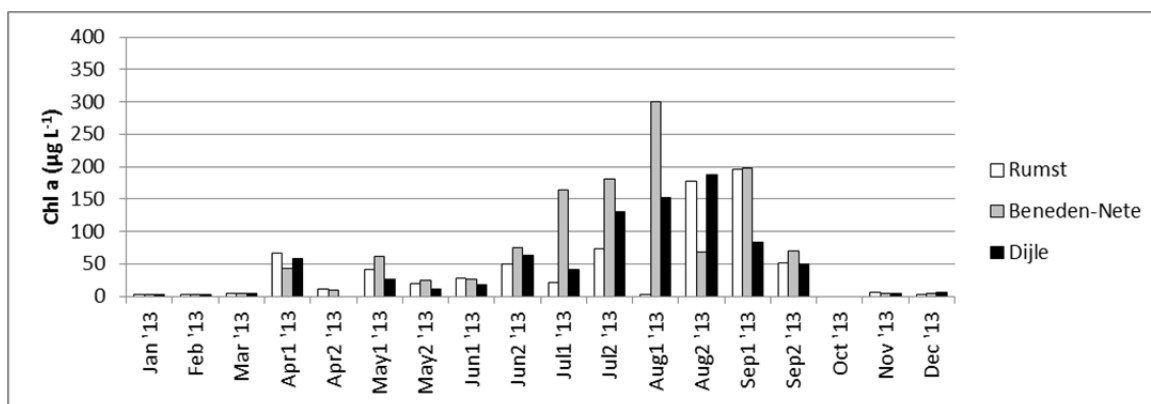


Figuur 5.6 Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the tributary Durme compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt at Lippenbroek and Temse between January and December 2013. No data for the tributary Durme in January, October and November.



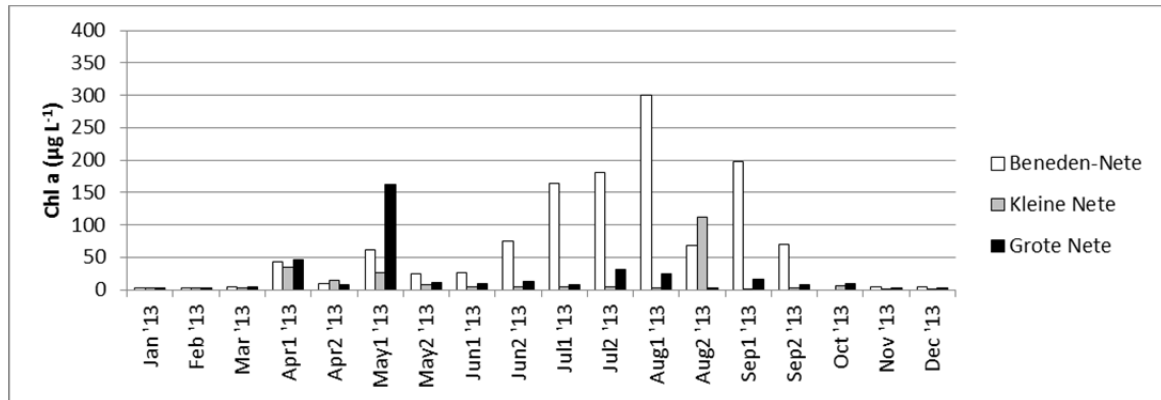
Figuur 5.7 Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the tributary Rupel at Niel compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt at Steendorp and Kruibeke between January and December 2013.

The river **Rupel** is formed by the confluence of the river **Beneden-Nete** and the river **Dijle**. The phytoplankton biomass is similar in the three rivers (Figuur 5.8). From May until September, higher chlorophyll a values were measured in the rivers Dijle and Beneden-Nete and both could have acted as a possible source of phytoplankton biomass in the Rupel at Rumst.



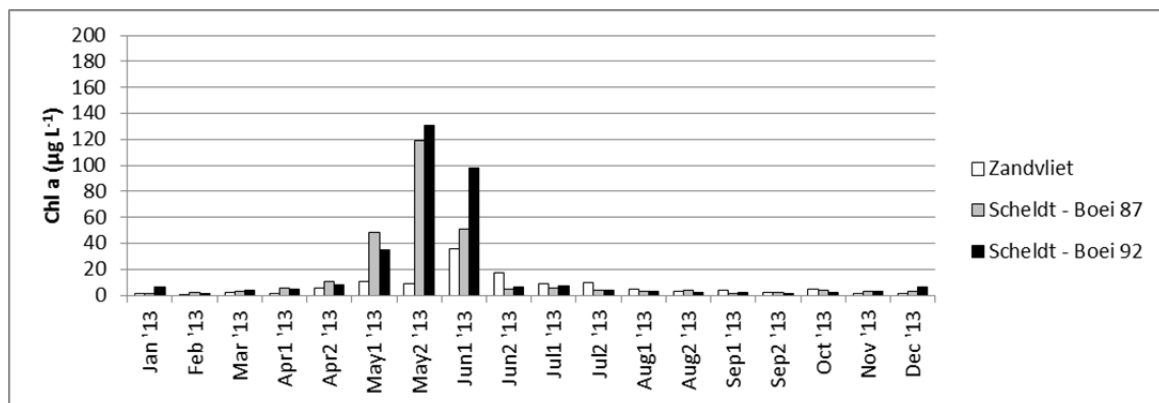
Figuur 5.8 Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the river Rupel at Rumst compared to the adjacent rivers Beneden-Nete and Dijle between January and December 2013. No data available in October.

The **Beneden-Nete** is formed by the confluence of the **Kleine-Nete** and the **Grote-Nete**. Except for the months May1 and August2, the chlorophyll a concentrations in the Beneden-Nete were always similar or significantly higher than the values measured in the Kleine- and Grote-Nete (Figuur 5.9). Due to higher stream velocities in these two rivers, phytoplankton bloom formation is limited. As a result the chlorophyll a values were in general very low in the Kleine- and Grote-Nete and these two rivers probably did not act as a source for the phytoplankton biomass in the Beneden-Nete.



Figuur 5.9 Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) in the river Beneden-Nete compared to the adjacent rivers Kleine-Nete and Grote-Nete between January and December 2013.

As in previous years, the phytoplankton biomass in the monitoring stations Boei 87 and Boei 92 in the brackish part of the Scheldt river was much higher during the months May and June compared to Zandvliet (Figuur 5.10). This is caused by a *Thalassiosira nodulolineata* spring bloom. In summer (the end of June -July), the biomass in Zandvliet was slightly higher than in the estuary, but not enough to consider this as a possible source of phytoplankton biomass for the estuary.



Figuur 5.10 Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g L}^{-1}$) at Zandvliet compared to the adjacent monitoring stations in the Scheldt at Boei 87 and Boei 92 between January and December 2013.

5.2.5. Phytoplankton community composition

Scheldt estuary

Pigment analysis revealed a dominance of fucoxanthin, the major pigment of diatoms (Bacillariophyta), indicating that the phytoplankton community in 2013 was dominated by diatoms, as was the case in all previous years. Higher fucoxanthin concentrations were measured in the stations Antwerpen, Temse and Dendermonde compared to 2011 and 2012. Chlorophyll b and lutein, indicative for the presence of green algae (Chlorophyta) and euglenophytes (Euglenophyta), were of

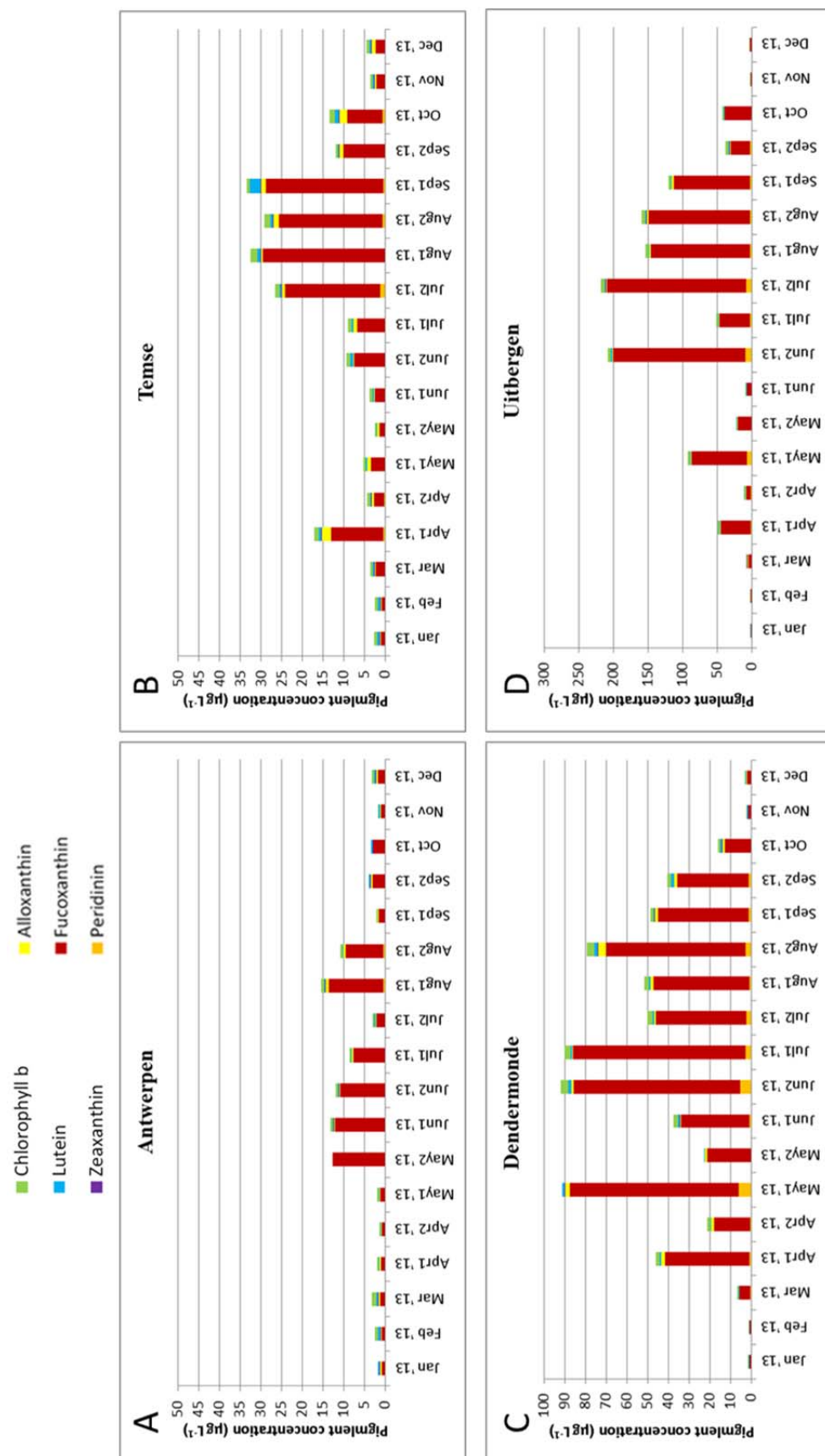
lower importance as was the case for other pigments, for instance zeaxanthin, peridinin and alloxanthin, indicative for the presence of cyanobacteria (Cyanobacteria), dinophytes (Dinophyta) and cryptophytes (Cryptophyta) respectively (Figuur 5.11). Microscopic counts confirmed the results of the pigment analyses (Figuur 5.12).

The phytoplankton biomass in the brackish station **Antwerp** (Figuur 5.12 **A**) was rather low compared to the more upstream stations. The phytoplankton community was dominated by diatoms, of which *Thalassiosira* sp., *Actinocyclus normannii*, and *Cyclotella* sp. were the main abundant species. The highest biomass development was observed during May with *Thalassiosira nodulolineata* as the dominant diatom species. This species was also dominant in June and October. *Actinocyclus normannii* and *Cyclotella meneghiana/scaldensis* significantly contributed to the phytoplankton community during the other months, except in March when a dominance of *Tabellaria* was present. The chlorophytes were of minor importance in the phytoplankton community. In September small abundances of *Pediastrum*, *Closterium* and *Actinastrum* were observed. During late summer, cyanobacteria (*Anabaena*) and dinophytes (*Peridinium*) became abundant and even dominant in September.

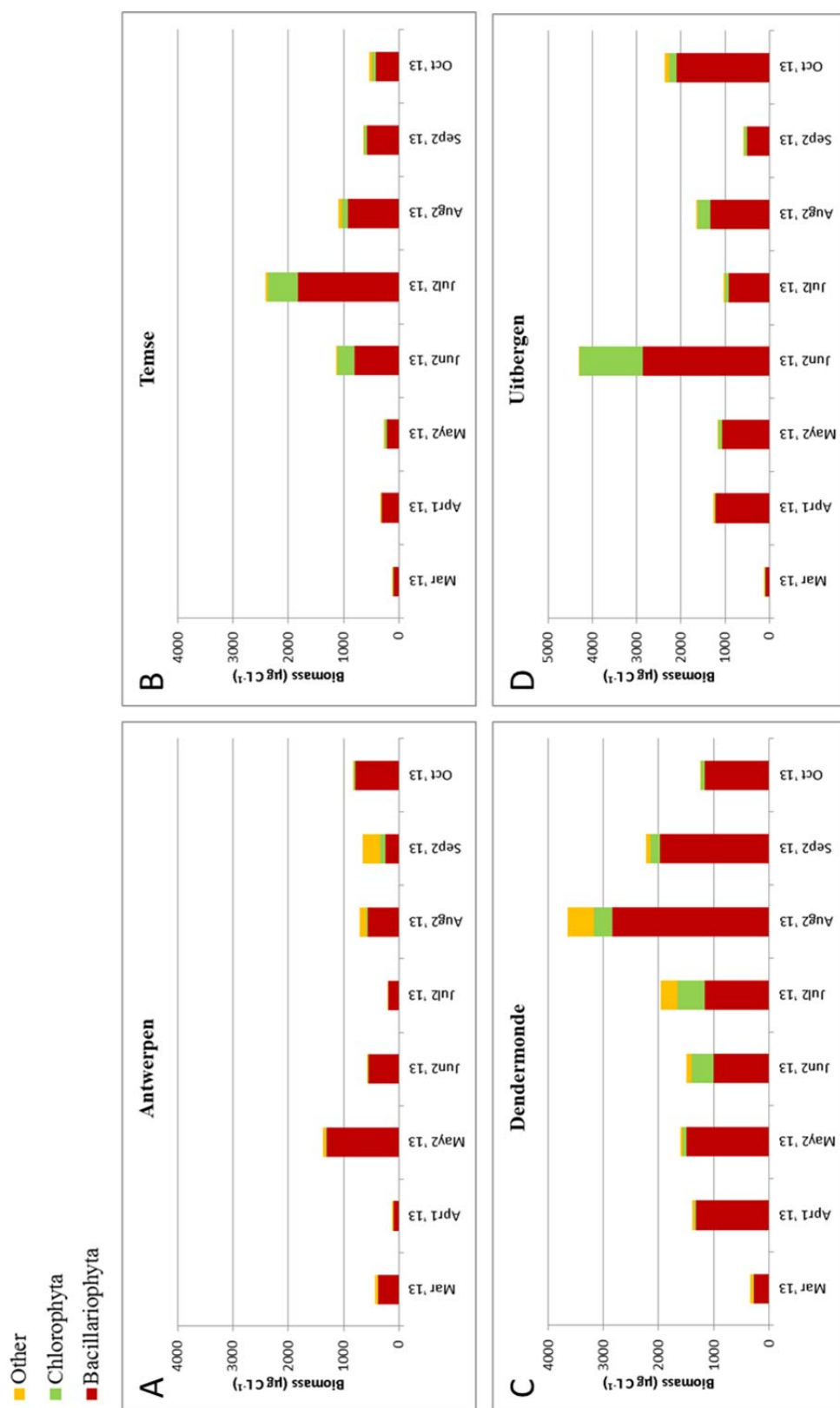
The phytoplankton community in **Temse** (Figure 12 **B**) was dominated by diatoms, with the highest biomass development during summer. *Cyclotella meneghiana/scaldensis*, *Actinocyclus normannii* and *Thalassiosira nodulolineata* were the most abundant diatom species during the year. Other diatom species were also sporadically observed, for instance *Caloneis*, *Aulacoseira*, *Melosira* and *Paralia sulcata*. Unlike previous years, no *Stephanodiscus hantzschii* bloom was observed in this station. From June until July, chlorophytes became also abundant with *Desmodesmus*, *Pediastrum*, *Scenedesmus* and *Actinastrum* as the main dominant species. Other phytoplankton groups were also observed, including cyanobacteria with *Oscillatoria* (June), *Microcystis* (July) and *Planktothrix* (August) being the most abundant species. The euglenophytes (*Euglena*) became abundant in October. Small biomasses of cryptophytes and chrysophytes were also sporadically observed.

The maximum phytoplankton biomass in **Dendermonde** (Figuur 5.12 **C**) developed around late summer with a dominance of diatoms during the year. Similar as previous year, *Cyclotella* sp. was the dominant diatom species, followed by *Actinocyclus normannii* and *Thalassiosira nodulolineata*. *Caloneis* and *Aulacoseira* were also sporadically observed. The chlorophytes were the second most important group, especially during the summer months (June- August) with *Pediastrum*, *Desmodesmus*, *Actinastrum* and *Scenedesmus* again as the most abundant green algae species. Euglenophytes (*Euglena*) and Cryptophytes (*Cryptomonas*) were also observed with high biomass development during the months July until August. Small biomasses of cyanobacteria and chrysophytes were also sporadically observed.

The phytoplankton community was also in the station **Uitbergen** (Figuur 5.12 **D**) dominated by diatoms, with the highest phytoplankton biomass development around June, when also chlorophytes became very abundant. Similar to the diatom community in Dendermonde, *Cyclotella meneghiana/scaldensis* was the dominant taxon during the year, followed by *Actinocyclus normannii*. However, in June, the diatom community was dominated by *Caloneis* and in October by *Melosira*. The chlorophytes were the second most important group, especially in June when *Pediastrum* was the most abundant green algae species. In October, dinophytes and euglenophytes became abundant. Small biomasses of cyanophytes and chrysophytes were also sporadically observed.



Figuur 5.11 A-D: Phytoplankton pigment composition in 4 different monitoring stations in the Scheldt estuary between January and December 2013. Remind the different y-scale used for the stations Dendermonde and Uitbergen.



Figuur 5.12 A-D: Phytoplankton biomass of Bacillariophyta, Chlorophyta and Other (Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria and Dinophyta) in 4 different monitoring stations in the Scheldt estuary between January and December 2013, originating from cell counts. Remind the different y-scale used for stations Dendermonde and Uitbergen.

Scheldt tributaries

According to the estuary, fucoxanthin was also the most abundant pigment in the tributaries, which indicates the importance of diatoms. In the Rupel, the Dijle, the Beneden-Nete and the Durme fucoxanthin was always dominant with very high abundances during summer. In April and during the summer period, chlorophyll b, alloxanthin and peridinin also became more important, indicating the presence of green algae/euglenophytes, cryptophytes and dinophytes. In the Bovenschelde and the Dender, fucoxanthin was still dominant during most time of the year. Other pigments like chlorophyll b and lutein were also abundant, especially in the Dender at the end of July, indicating the presence of chlorophytes. At Bovenschelde, peridinin gained importance during April, indicating the presence of dinophytes.

In Zandvliet, the pigment concentrations were very low and dominated by fucoxanthin during all months.

The phytoplankton community in the **Rupel** was dominated by diatoms throughout the year (Figuur 5.15 **A**). The centric diatom *Cyclotella* sp. was the most abundant diatom species. From June until July, *Actinocyclus normannii* became abundant in the diatom community. During this period, *Thalassiosira* sp. was also observed, but in smaller abundances. Unlike last year, no populations of *Stephanodiscus hantzschii* and *Fragilaria* were observed. The Chlorophyta became very abundant at the end of June, with *Desmodesmus*, *Crucigenia* and *Pandorina* as the dominant green algae species. During spring and in October, cryptophytes (*Cryptomonas*), euglenophytes (*Euglena*) and cyanophytes (*Oscillatoria* and *Limnothrix*) became present in the phytoplankton community.

Diatoms were the most abundant phytoplankton group in the **Beneden-Nete** (Figuur 5.15 **B**). During the year, a total dominance of *Cyclotella meneghiana/scaldensis* was observed in the diatom community. From July *Actinocyclus normannii*, *Caloneis* and *Thalassiosira* sp. became also abundant. The green algae were the second most important group, especially from June until September. *Scenedesmus*, *Crucigeniella*, *Pediastrum*, *Desmodesmus* and *Closterium* were respectively the main green algae taxa during these months. Cryptophytes (*Cryptomonas*), euglenophytes (*Euglena*) and chrysophytes (*Mallomonas*) were present in the phytoplankton community in May. A small cyanobacteria bloom (*Anabaena*, *Planktothrix*) was observed in October.

The **Dijle** was dominated by diatoms (Figuur 5.15 **C**). The diatom community was again dominated by *Cyclotella meneghiana/scaldensis*. In July, a bloom of *Actinocyclus normannii* was observed. A small abundance of *Caloneis* and *Thalassiosira* sp. was also observed in the diatom community. During summer, the green algae became also abundant, with *Pediastrum*, *Desmodesmus* and *Coelastrum* as the most dominant species. The euglenophytes (*Euglena*) were abundant in the phytoplankton community during the months April, June and July. Cryptophytes (*Cryptomonas*) were also present from June until August. Cyanobacteria and dinophytes (*Peridinium*) were observed in small abundance at the end of the summer.

A shared dominance of diatoms and green algae was observed in the river **Bovenschelde** (Figuur 5.15 **D**). Diatoms were especially abundant in spring, with *Cyclotella meneghiana/scaldensis* again as the dominant diatom species. Other diatom species for instance *Actinocyclus normannii*, *Asterionella formosa* and *Melosira* were also sporadically observed during the year. Green algae became dominant during summer with *Desmodesmus*, *Pediastrum* and *Coelastrum* as the most abundant species. Cryptophytes (*Cryptomonas*) became abundant during the months April, May, June and August. The euglenophyta species, *Euglena*, was present in April and May. During late summer, a cyanobacteria bloom (*Microcystis* in August and *Chroococcus* in September) was observed.

In spring the phytoplankton community in the **Dender** was dominated by diatoms, but during summer the cryptophytes, chlorophytes and dinophytes became the most abundant groups (Figuur 5.16 **A**). *Cyclotella meneghiana/scaldensis* was the most abundant diatom species during the year. In

July, *Stephanodiscus hantzschii* was observed. Unlike previous year *Actinocyclus normannii* was not present in the diatom community. The green algal community was dominated by *Actinastrum* and *Pediastrum*. Other minor species like *Crucigeniella*, *Dictyosphaerium*, *Closterium* and *Chlorella* were also present. In July, the cryptophytes *Cryptomonas* and *Rhodomonas* dominated the phytoplankton community. During this month, the dinophyte *Glenodinium* became also very abundant. In September and October a small cyanobacteria bloom, dominated by *Microcystis* and *Planktothrix*, was observed.

Diatoms were the dominant phytoplankton group in the **Durme**, followed by the chlorophyta, that became abundant during summer (Figuur 5.16 B). There was a dominance of *Cyclotella meneghiana/scaldensis* in the diatom community throughout the year. *Thalassiosira* sp. was observed in spring and late summer. *Actinocyclus normannii* became abundant in the diatom community during August and September. *Aulacoseira* sp. and *Caloneis* were also observed. *Pediastrum*, *Desmodesmus*, and *Scenedesmus* were respectively the most dominant green algae species, followed by *Actinastrum*, *Crucigenia* and *Pandorina* who were present in minor abundances. The euglenophytes (*Euglena*) dominated the phytoplankton community in April. The dinophytes became abundant in May with *Gymnodinium* as the only species present. Small abundances of cryptophytes (*Cryptomonas* and *Rhodomonas*) were observed during April and July. Small biomasses of cyanobacteria were also sporadically observed during the year.

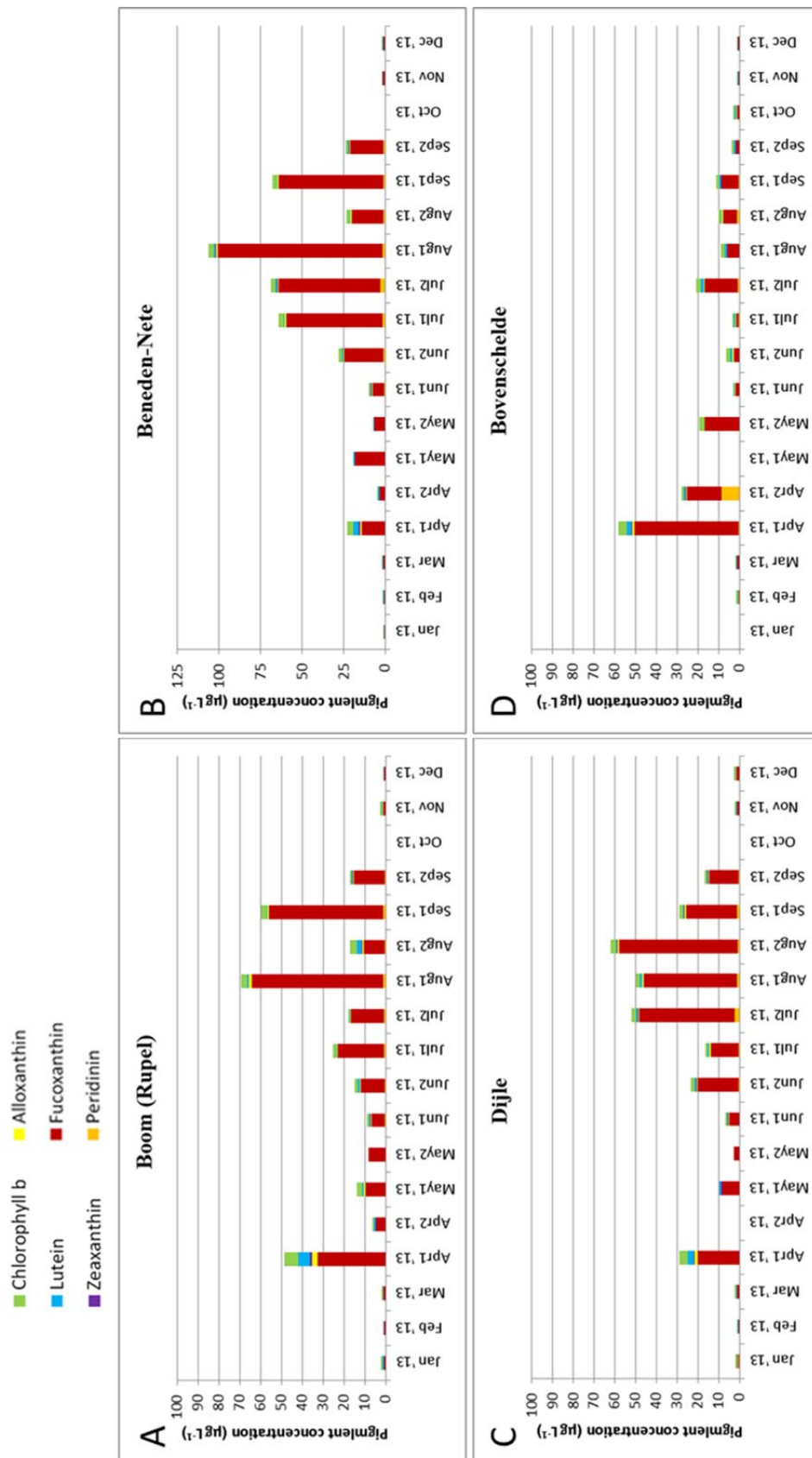
The phytoplankton community in **Zandvliet** was dominated by diatoms, except during late summer, when other phytoplankton groups for instance chlorophytes, cryptophytes and dinophytes also became very abundant (Figuur 5.16 C). *Cyclotella meneghiana/scaldensis* and *Thalassiosira* sp. dominated the diatom community in May. At the end of July, *Actinocyclus normannii*, *Caloneis* and *Cyclotella meneghiana/scaldensis* became abundant. The green algae community was dominated by *Pediastrum*, *Desmodesmus* and *Monoraphidium*. In July, a Dinophyta bloom dominated by *Peridinium* was observed. During this period, cryptophytes (*Cryptomonas*) were also present in small abundances in the phytoplankton community.

5.3. Correlation between chlorophyll a concentration and phytoplankton biomass

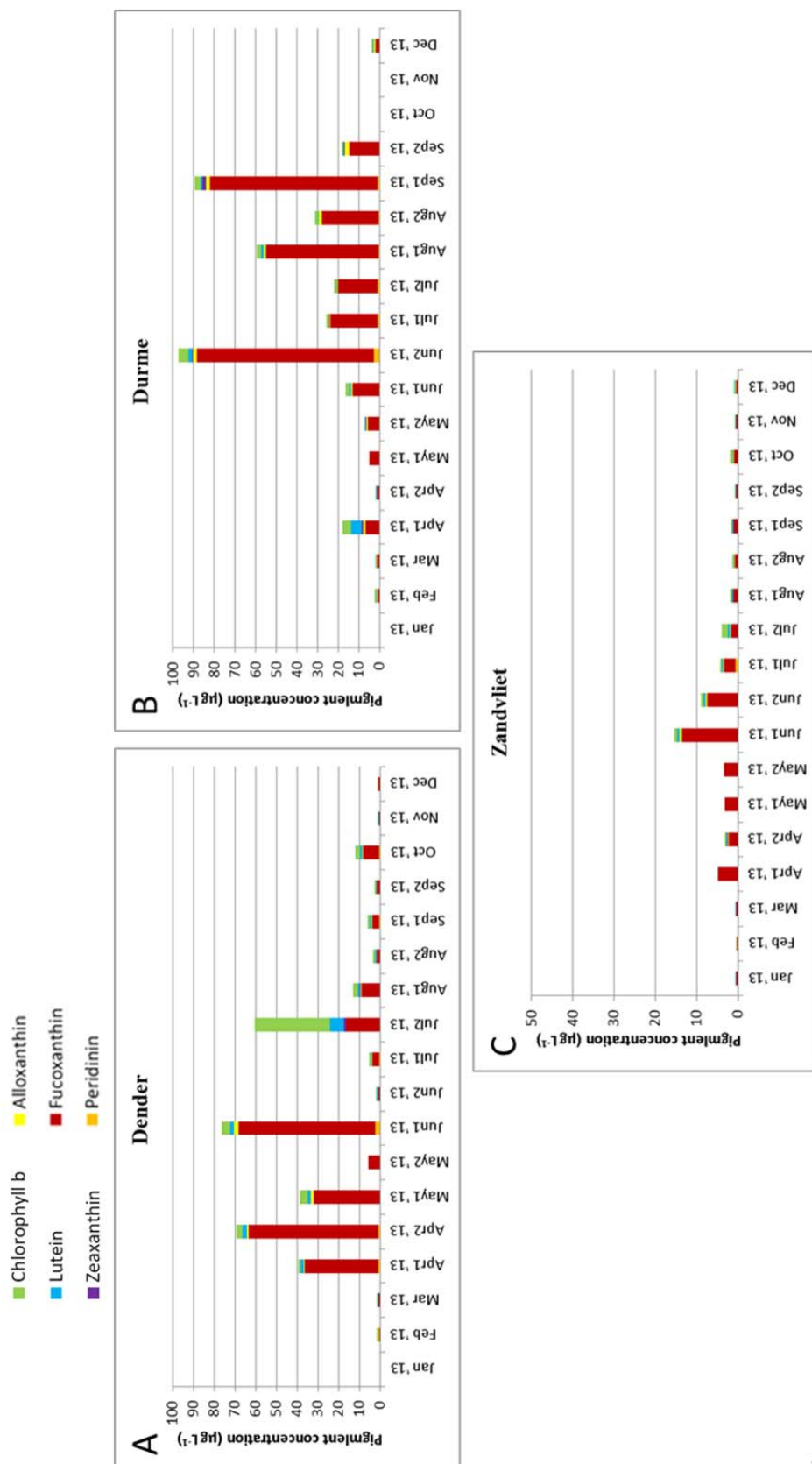
Total phytoplankton biomass can be estimated by both microscopic and chlorophyll a analysis. Although microscopic analysis provides taxonomic detail, the error on the counts is relatively large, with an error estimation of 20%. Moreover, microscopic counts are time-consuming and require a high level of training to be able to identify the different taxa.

Chlorophyll a analysis lacks the taxonomic detail but is more accurate and reproducible than microscopic analysis and consequently less time-consuming. Therefore, chlorophyll a analysis is more useful for routine monitoring of a large number of samples.

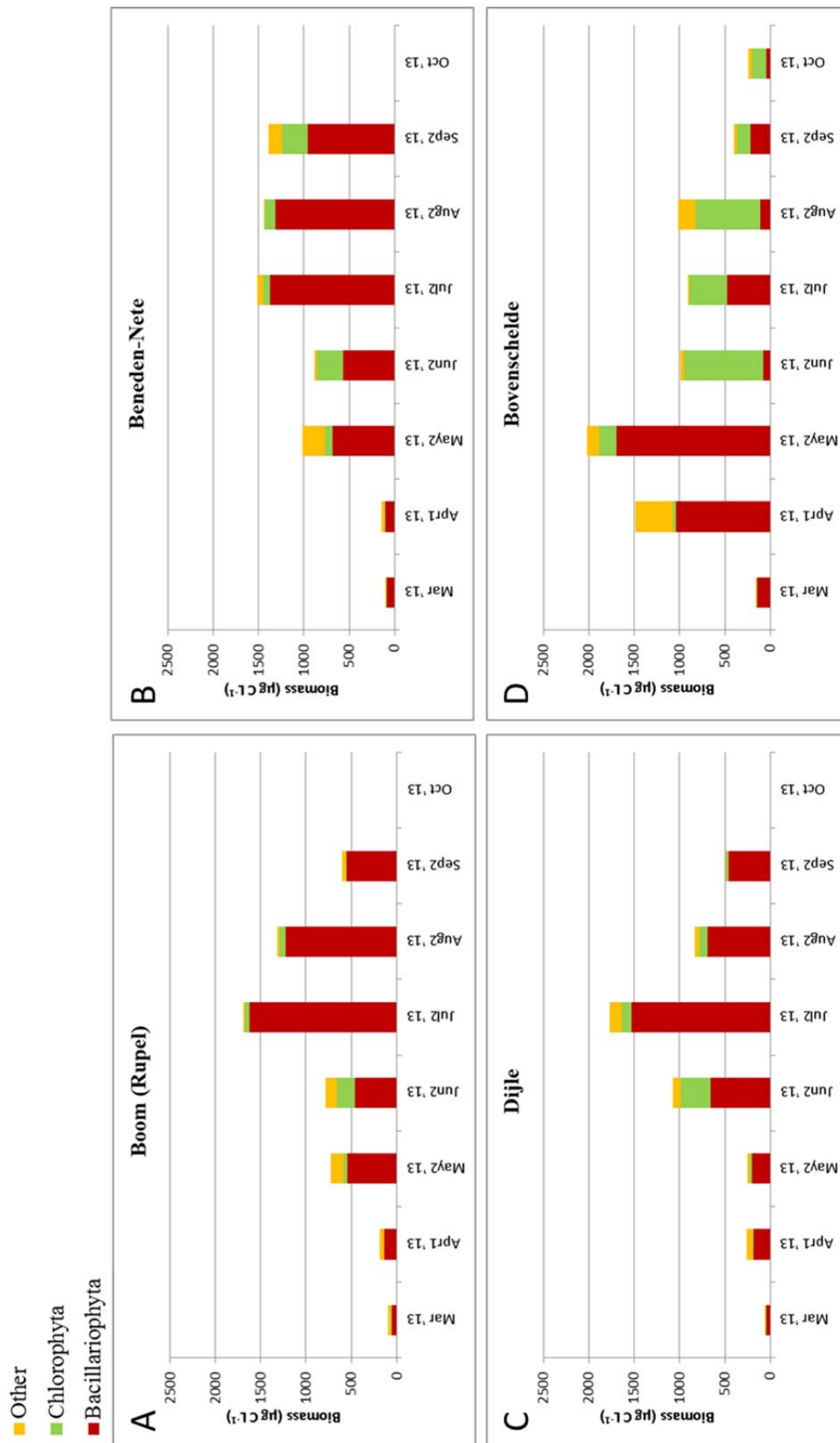
In general, the results from both methods agree well. A correlation of $R^2 = 0,62$ was found between log-transformed chlorophyll a concentrations, obtained by HPLC analysis, and log-transformed phytoplankton carbon biomass, based upon microscopic analysis, for all the data between March and October 2013 (Figuur 5.17).



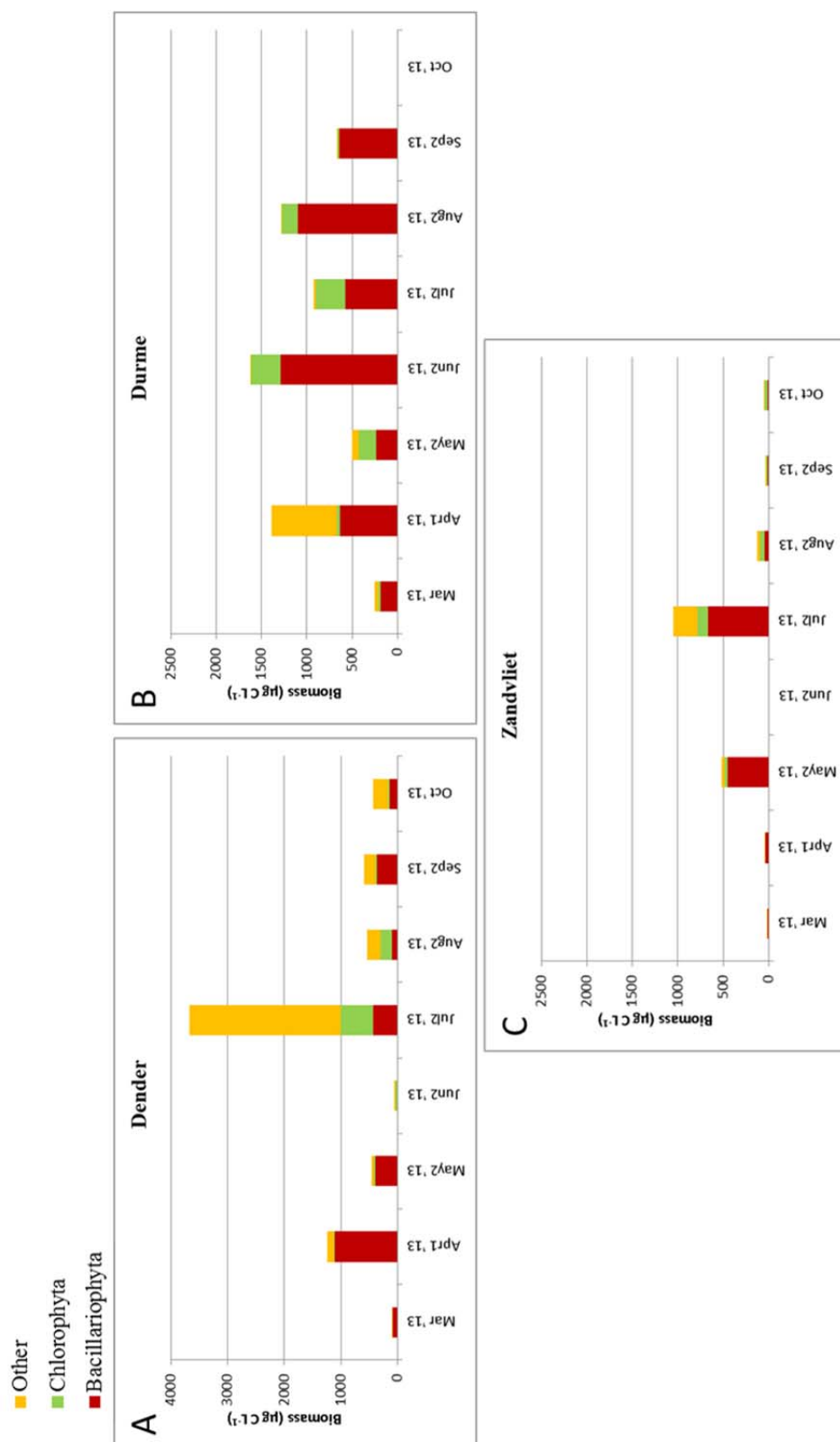
Figuur 5.13 A-D: Phytoplankton pigment composition in the different tributaries of the Scheldt estuary, Rupel, Beneden-Nete, Dijle and Bovenschedde, between January and December 2013. Remind the different y-scale used for the station Beneden-Nete.



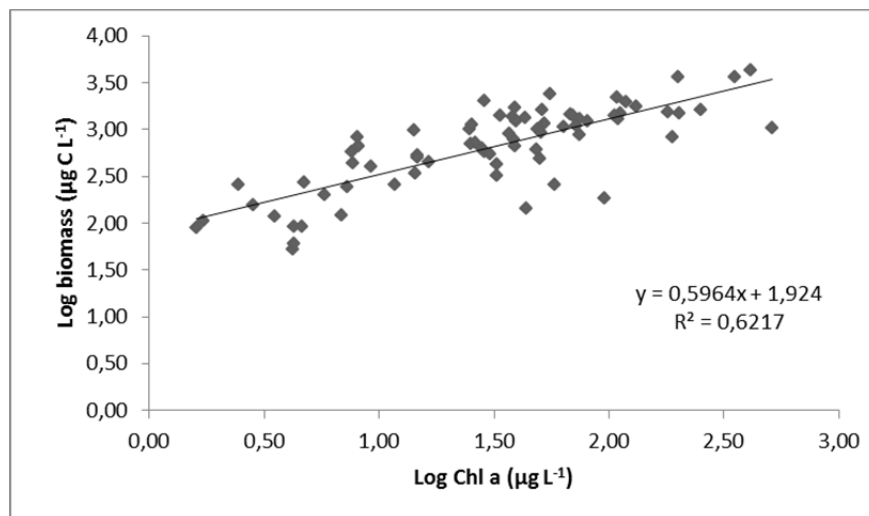
Figuur 5.14 A-C: Phytoplankton pigment composition in the different tributaries of the Scheldt estuary, Dender, Durme and Zandvliet, between January and December 2013. Remind the different y-scale used for the station Zandvliet.



Figuur 5.15 A-D: Phytoplankton biomass of Bacillariophyta, Chlorophyta and Other (Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria and Dinophyta) in the tributaries of the Scheldt estuary, Rupel, Beneden-Nete, Dijle and Bovenschelde, between January and December 2013, originating from cell counts.



Figuur 5.16 A-C: Phytoplankton biomass of Bacillariophyta, Chlorophyta and Other (Euglenophyta, Cryptophyta, Cyanobacteria and Dinophyta) in the tributaries of the Scheldt estuary, Dender, Durme and Zandvliet, between January and December 2013, originating from cell counts.



Figuur 5.17 Correlation between chlorophyll a ($\mu\text{g L}^{-1}$) obtained by HPLC analysis and carbon biomass ($\mu\text{g C L}^{-1}$) based on microscopic analysis of samples between March and October 2013.

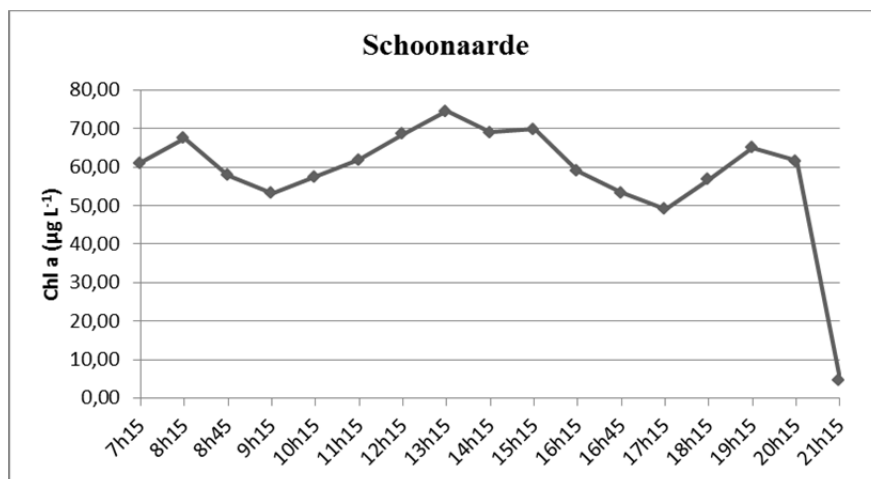
5.3.1. Dynamics in chlorophyll a concentration during the tidal cycle

In May 2013, three 13h measurements were carried out at different stations in the Scheldt estuary to estimate the impact of the tide on the phytoplankton populations. The measurements were carried out between two high tides at Schoonaarde (freshwater zone), Kruibeke (brackish zone) and in the river Rupel at Terhagen (freshwater zone). Chlorophyll a was analyzed with HPLC.

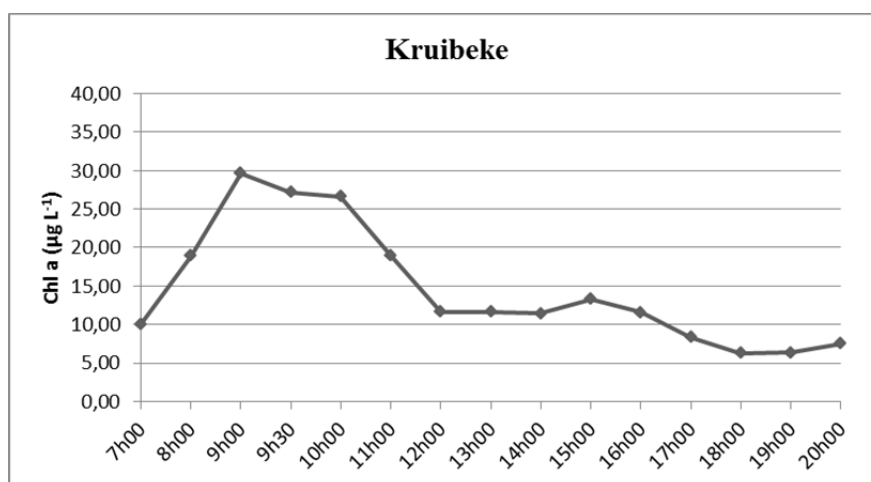
An alternating pattern of the chlorophyll a values was found during the tidal cycle at **Schoonaarde** (Figuur 5.18). Similar oscillations were observed during the 13h measurements at Schoonaarde in earlier years (except in 2012), indicating a strong patchiness of the phytoplankton community in the freshwater tidal reaches.

The chlorophyll a values during the 13h measurements at **Kruibeke** (Figuur 5.19) showed at first a very fast and strong increase during high tide, followed by a gradual decrease until low tide. This pattern is similar as in 2011, but deviates from the previous years and 2012, when a more alternating pattern was found with increasing chlorophyll a concentrations towards lower tide and decreasing values towards high tides. This year in May, chlorophyll a values were not yet high in the freshwater areas, except in the brackish areas caused by a *Thalassiosira nodulolineata* bloom. It is probably this small-scaled maximum that has passed during high tide in this sampling station.

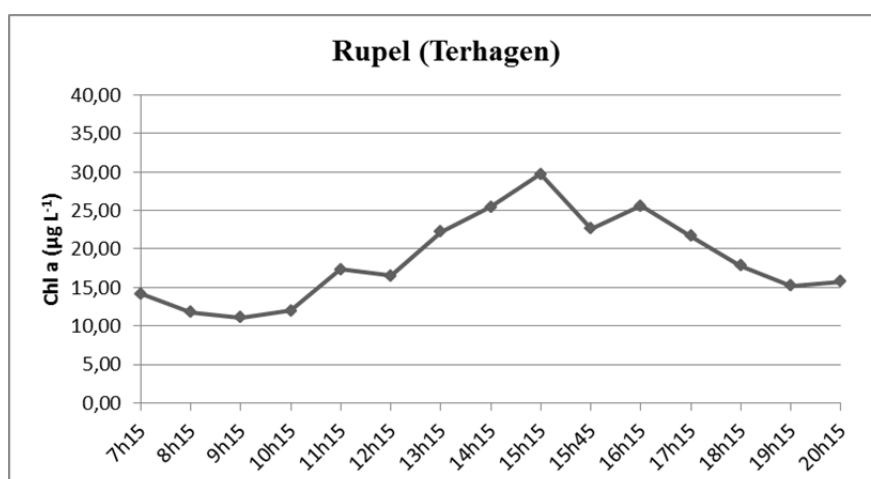
The phytoplankton biomass in the **Rupel** showed an increase during low tide, followed by a decrease during high tide (Figuur 5.20). This suggests that during low tide, phytoplankton rich water from the upstream rivers entered the Rupel. Similar patterns were observed since 2009.



Figuur 5.18 Dynamics in phytoplankton biomass during tidal cycle (13h campaign) on May 27th 2013 in the Scheldt estuary at Schoonaarde.



Figuur 5.19 Dynamics in phytoplankton biomass during tidal cycle (13h campaign) on May 30th 2013 in the Scheldt estuary at Kruikebeke.



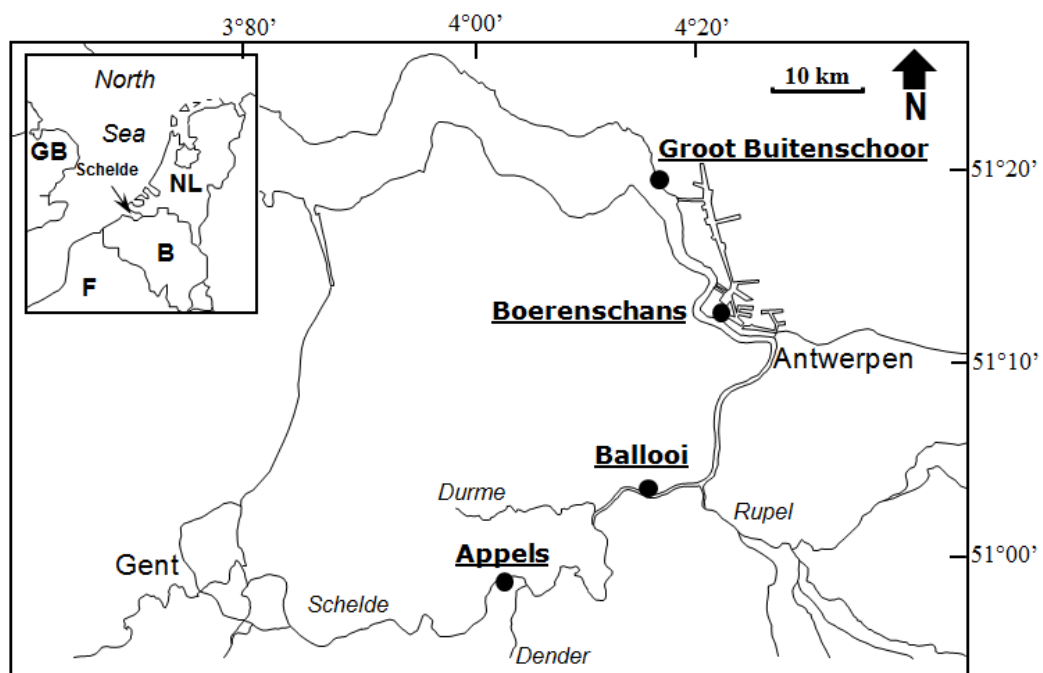
Figuur 5.20 Dynamics in phytoplankton biomass during tidal cycle (13h campaign) on April 29th 2013 in the Rupel at Terhagen.

5.4. Monitoring phytobenthos biomass and community composition on intertidal flats

5.4.1. Methodology

Microphytobenthos samples were collected monthly at 5 selected intertidal flats in the Scheldt estuary between Ghent and the Dutch-Belgian border (Figuur 5.21): Groot Buitenschoor at the Belgian-Dutch border, Boerenschans just downstream the city of Antwerp, Ballooi just upstream the city of Temse and Appels at Dendermonde.

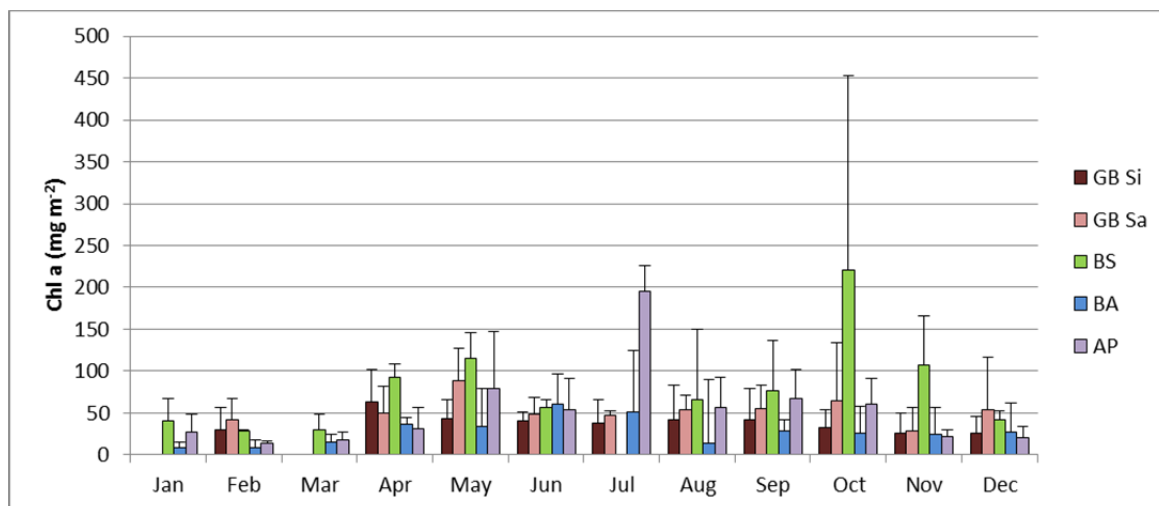
At each intertidal flat, between 3 and 5 stations situated along a transect perpendicular towards the waterline, between the high and low water mark were sampled. At each station, 3 replicate samples were mixed to average out small-scale patchiness. The upper 2 mm of sediment was frozen in situ with liquid nitrogen and sampled using a contact core. The frozen samples were kept in liquid nitrogen during the fieldwork and stored at -80°C in the laboratory until analysis. The sediment samples were freeze-dried to remove water and pigments were extracted in acetone (90 %) using sonication. Pigments were analyzed using HPLC as described above for phytoplankton samples.



Figuur 5.21 The Scheldt estuary and the locations of the different intertidal flats sampled monthly in 2013.

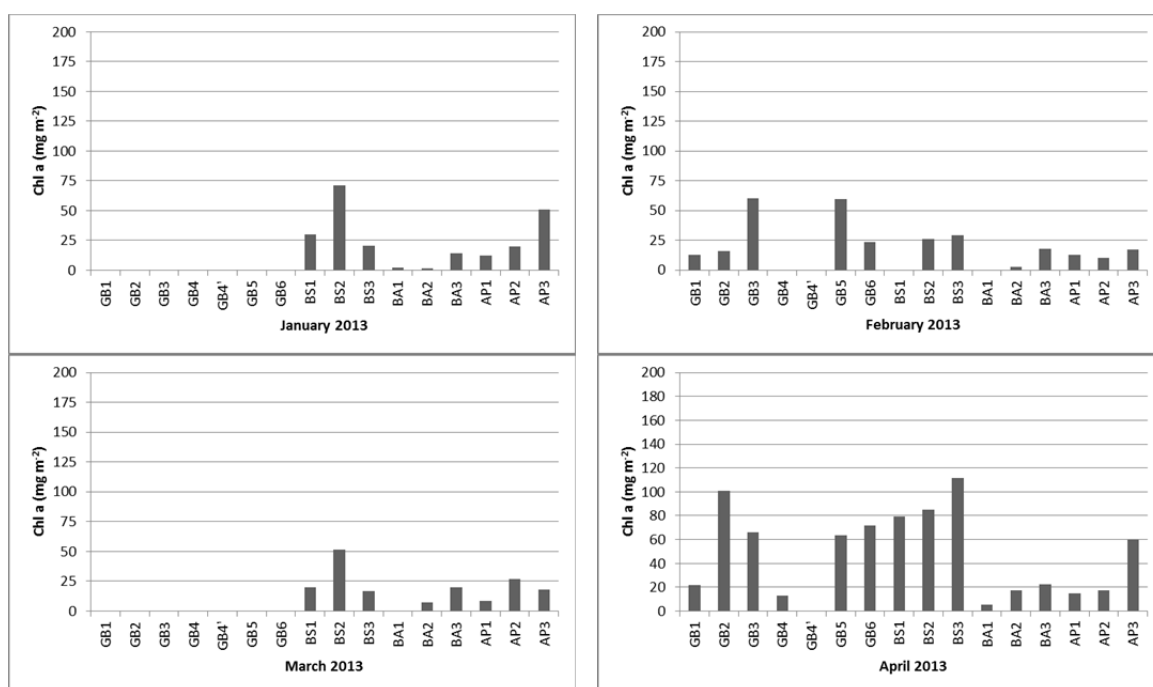
5.4.2. Phytobenthos biomass

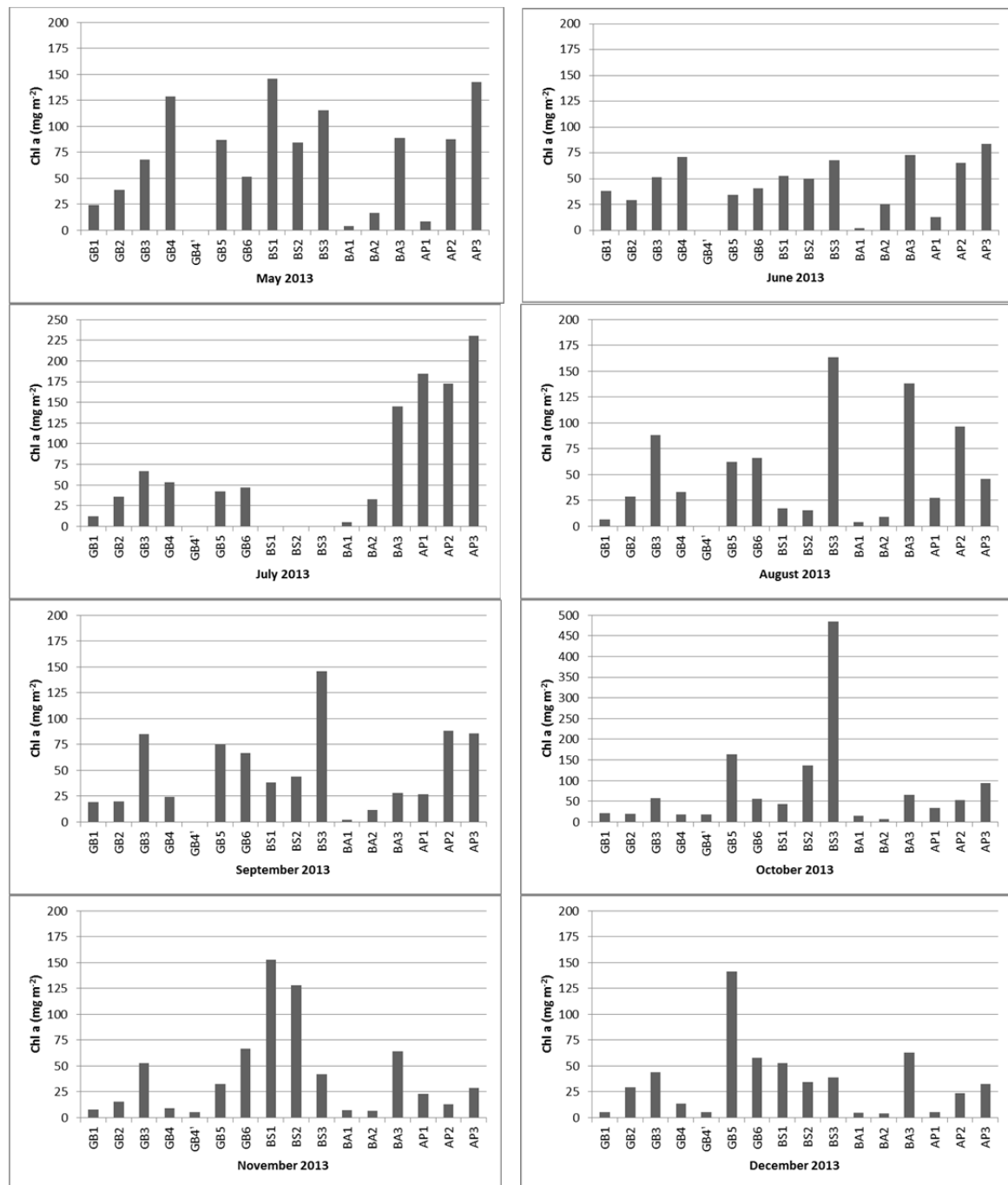
During 2013, the chlorophyll a concentrations gradually increased to reach an average maximum in July at the most upstream station Appels with a concentration of 196 mg m^{-2} (Figuur 5.22). In October a new maximum was observed at Boerenschans with an average chlorophyll a concentration of 221 mg m^{-2} . The average chlorophyll a concentrations in the different monitoring stations are similar as in 2012, but the maximum chlorophyll a concentration was then already around April at the silty tidal flat of Groot Buitenschoor (353 mg m^{-2}).



Figuur 5.22 Monthly averages of microphytobenthos biomass for each tidal flat sampled along the Scheldt estuary in 2013 (GB Si: Groot Buitenschoor silt, GB Sa: Groot Buitenschoor sand, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels).

At most of the intertidal flats, the chlorophyll a concentration generally increased from the low water line towards the high water line. Phytobenthos living on the sediments at the low water line are only exposed to the light during a short period at low tide as during high tides the sediments are inundated by turbid water. These sediments are also exposed to strong tidal currents which may result in losses of phytobenthos biomass due to suspension. Some samples of Groot Buitenschoor could not have been taken cause of bad weather conditions.





Figuur 5.23 Spatial and temporal variability in phytoplankton biomass along the intertidal flats in the Scheldt estuary in 2013 (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels). Remind the different Y-scale used in July and October.

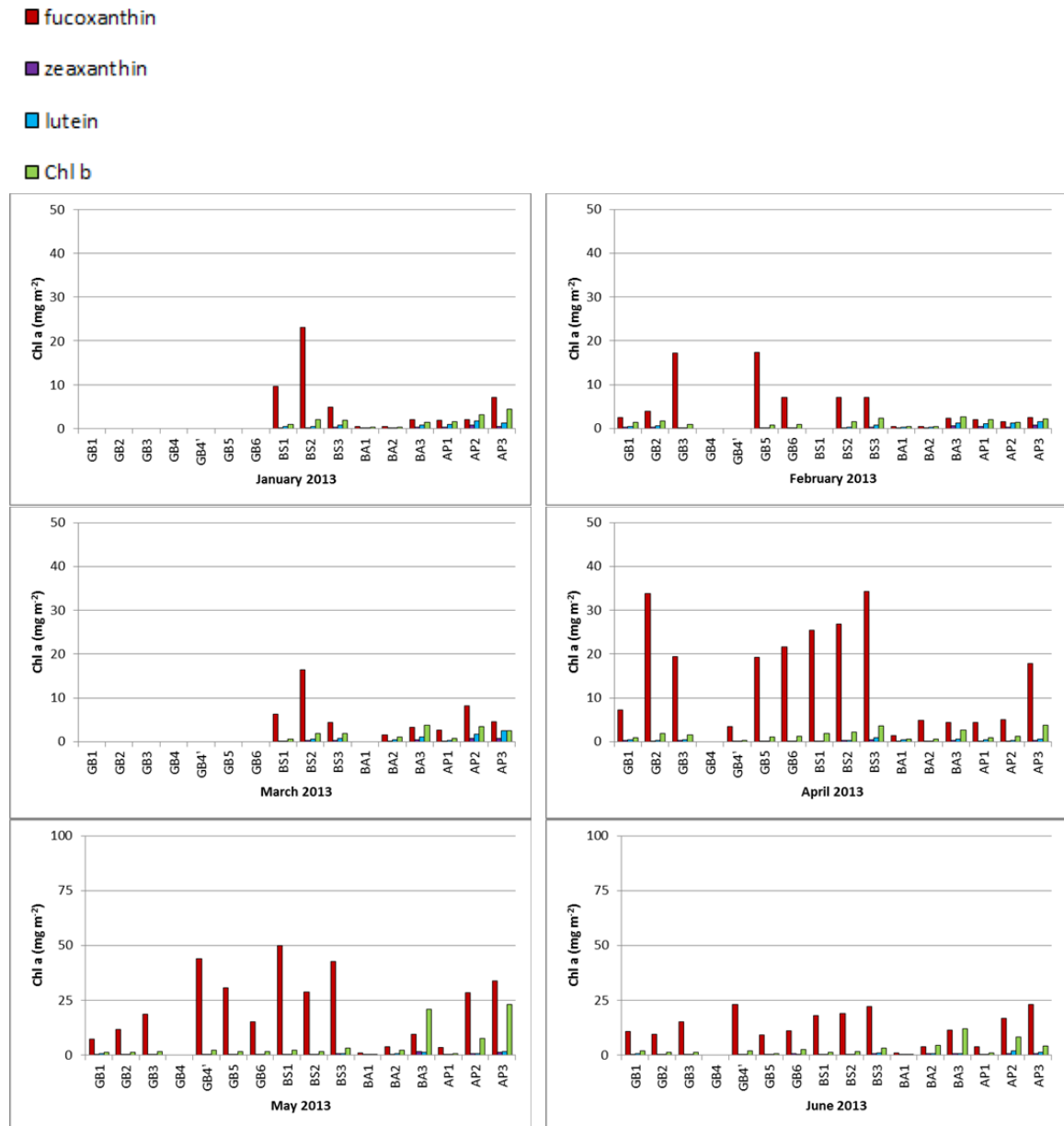
5.4.3. Phytoplankton species composition

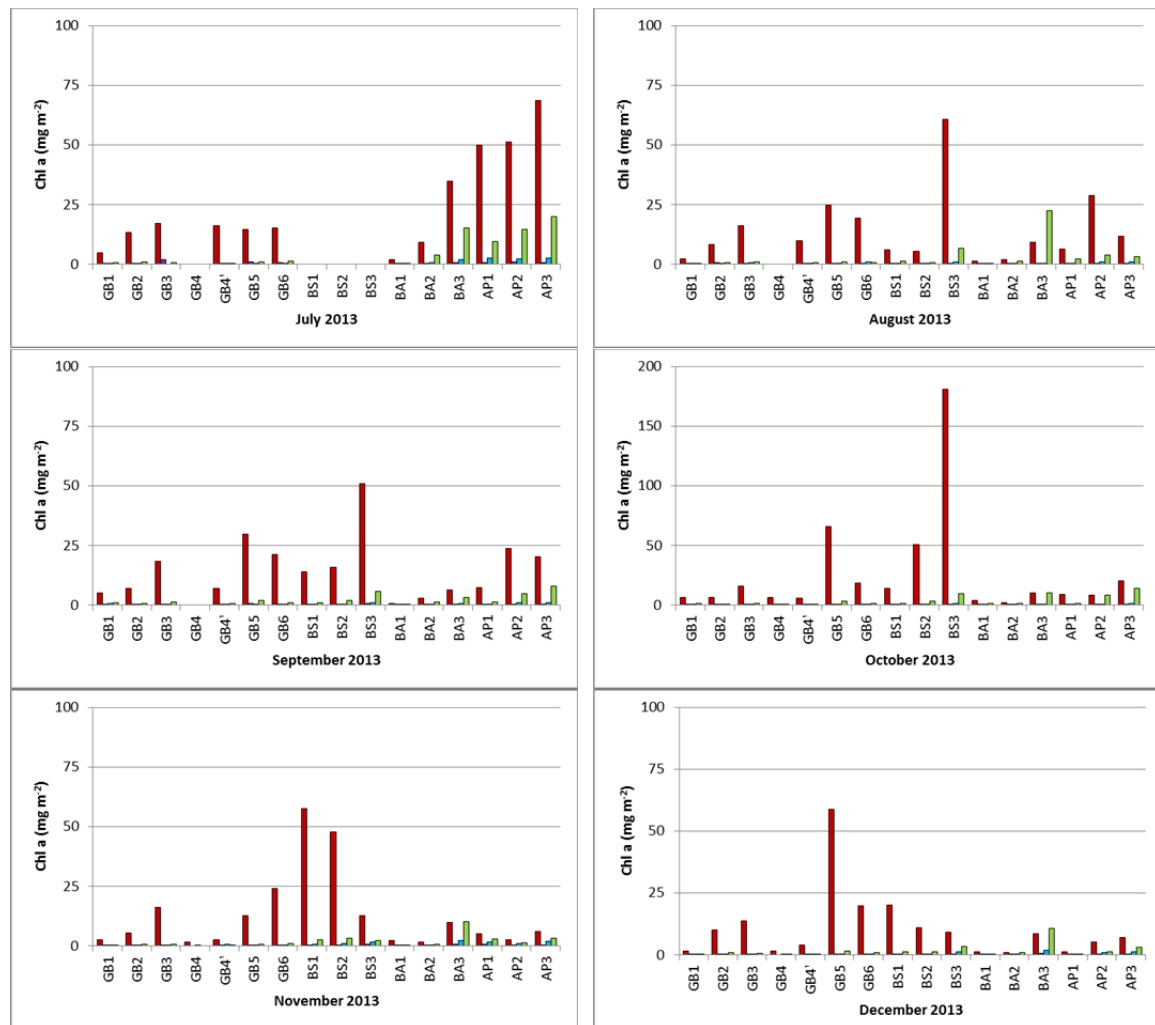
Pigment analysis revealed a dominance of fucoxanthin, an indicator for diatoms, in all intertidal flats during 2013 (Figuur 5.24). The dominance of diatoms is clearly visible as brownish mats covering the sediments.

Similar as previous years the pigments chlorophyll b and lutein became more important towards the upstream freshwater zone, which indicates the presence of green algae and euglenophytes. These pigments were especially abundant around the high water lines, where light conditions are better, as

green algae and euglenophytes, compared to diatoms, are not well adapted to a limited light climate. Their presence is visible as greenish mats covering the sediments. Zeaxanthin, an indicator for cyanobacteria, never attained a significance abundance.

Microscopical observations confirmed these results. Pennate diatoms belonging to the genera *Gyrosigma*, *Surirella*, *Navicula* and *Cylindrotheca* dominated the flats at Groot Buitenschoor and Boerenschans. The euglenophyte *Euglena granulata* was also dominant along the highwater line in August at Boerenschans. The microbial mats at Ballooi and Appels were dominated by *Caloneis amphisbaena* and *Gyrosigma* sp. in spring and *Euglena granulata*, *Cylindrotheca* sp., *Navicula* sp. and *Calloneis amphisbaena* in summer and autumn.





Figuur 5.24 Spatial and temporal variability in phytobenthos pigment composition along the intertidal flats in the Scheldt estuary in 2013 (GB: Groot Buitenschoor, BS: Boerenschans, BA: Ballooi, AP: Appels). Remind the different Y-scale in spring and October.

5.5. Future perspectives

- Continued monitoring of species composition by microscopic counts at selected stations in the estuary and in the tributaries
- Continued monitoring of phytoplankton pigments by HPLC analyses
- Continued monitoring of the Scheldt tributaries (Bovenschede, Dender, Durme, Zandvliet, Rupel, Nete, Dijle)
- Continued monitoring of chlorophyll a during 13h measurements at Lippenbroek, the estuary and the Rupel
- Continued monitoring of microphytobenthos from the intertidal flats of the Scheldt estuary

5.6. References

European committee for standardization (CEN) (2006) Water quality - Guidance standard on the enumeration of phytoplankton using inverted microscopy (Utermöhl technique). EN 15204.

Hillebrand, H., C. Durselen, D. Kirschtel, U. Pollinger and T. Zohary (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology*. **35**: 403-424.

Menden-Deuer, S. and E.J. Lessard (2000) Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*. **45**: 569-579.

Van Heukelem, L., and Thomas, C. S. (2001). Computer-assisted high-performance liquid chromatography method development with applications to the isolation and analysis of phytoplankton pigments. *Journal of Chromatography*. **910**(1): 31-49.

Hoofdstuk 6. Studie naar de primaire productie

Jacco Kromkamp

Jan Peene

Jetta Vlaming

Eindverslag voor deelstudie 6, periode 2013

NIOZ-YE

Postbus 140, Yerseke, Nederland

jacco.kromkamp@nioz.nl

De staalnames in dit rapport zijn tot stand gekomen met de medewerking van Jeroen van Wichelen van de Universiteit van Gent, van wie we ook de pigmentdata hebben kunnen gebruiken.

6.1. Inleiding

Dit is het vierde jaar dat NIOZ over de primaire productie in de Zeeschelde en Westerschelde rapporteert. In het kader van het MONEOS programma wordt de primaire productie in het Nederlandse en het Vlaamse deel van de estuarium. In Vlaanderen gebeurt dit in het kader van het OMES project. De resultaten van deze activiteit in Westerschelde en Zeeschelde zijn gecombineerd in de rapporten aan beide opdrachtgevers omdat op deze manier een beter overzicht wordt verkregen van de primaire productie en het functioneren van fytoplankton in het totale Schelde bekken. De belangrijkste resultaten gemeld in het vorige rapport waren:

- Er is grote jaarlijkse variatie in de fotosynthese parameters en de primaire productie, en de primaire productie is hoger in de Schelde dan in de Westerschelde. Dit ligt voor een groot deel aan de geringere diepte en dus de gunstiger verhouding fotische diepte : mengdiepte.
- Behalve variaties in de grootte van de jaarproducties is er ook jaarlijkse variatie in de timing van de primaire productie.
- Opvallend is een sterke toename van de fytoplanktonbloei in de grensstreek, die voor het eerst optrad in 2008. Het water is ook troebeler geworden.
- 13-uursmetingen in de Schelde geven laten zien dat er weinig dagelijkse ritmiek is in de fotosynthese parameters, zoals ook in een eerder rapport is beschreven.
- De primaire productie lijkt goed te schatten uit het product van de chl *a*-concentratie, de dagelijkse instraling en de fotische diepte, echter de parameter waarden vertonen jaarlijkse fluctuaties en zijn op dit moment slecht te voorspellen.
- Primaire productie door microfytobenthos levert een belangrijke bijdrage aan de totale productie van de microalgen de Schelde en haar estuarium en de primaire productie per m² van het MPB kan die van het fytoplankton overtreffen, maar de totale bijdrage van MPB

primaire productie is natuurlijk ook afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdengebied in de verschillende compartimenten.

- Er lijkt minder seizoensvariatie in de MPB PI-parameters te zitten dan in die van het fytoplankton.
- P_{\max}^B waarden van het fytoplankton en MPB zijn niet significant verschillend, maar α^B van het MPB is significant lager dan die van het fytoplankton.
- Het dient aanbeveling de hoogteligging van de verschillende stations waarop het MPB wordt bemonsterd te meten. Dit is noodzakelijk voor een goede schatting van de primaire productie van het MPB.

Primaire productie is het proces waarbij algen CO_2 en nutriënten omzetten in nieuw celmateriaal en waarbij zonlicht de benodigde energie levert. De groei van algen wordt bepaald door bottom-up factoren als de beschikbaarheid van licht, nutriënten en de temperatuur. De meeste nutriënten lijken in overmaat aanwezig, maar de lage beschikbaarheid van silicaat zou in sommige gebieden van de Zeeschelde de groei van diatomeeën kunnen beperken. Omdat de Zeeschelde en Westerschelde troebele systemen zijn is ook licht vaak de beperkende factor. Merk op dat limiterende factoren hierboven benaderd zijn als een fysiologische limitatie (Blackman type limitatie) en niet als een limitatie die de maximale “yield” bepaalt (Liebig’s law of the minimum), zoals in de landbouw gebruikelijk. De reden hiervoor is dat de algenbiomassa zowel wordt bepaald door bottom-up factoren zoals hierboven beschreven, maar ook door top-down factoren als grazing door schelpdieren en zoöplankton. Andere belangrijke verliesfactoren die de biomassa kunnen bepalen zijn sterfte (o.a. lysis door virusinfectie, een grote onbekende) en uitspoeling.

Omdat de turnover time van het fytoplankton relatief kort is (enkele dagen, afhankelijk van o.a. de temperatuur, de beschikbare hoeveelheid licht voor fotosynthese en de ratio fotosynthetische diepte : mengdiepte – die bepaald voor een groot deel de respiratoire verliezen) is de gemeten chlorofyl concentratie, de proxy voor biomassa van het fytoplankton, te beschouwen als de resultante van groei minus verliezen. Hierdoor is primaire productie een betere maat voor de maximale draagkracht van de bestudeerde systemen dan de algenbiomassa (chlorofyl).

Dit hoofdstuk beschrijft de gegevens verkregen in 2010 tot en met 2013, en bevat een beschrijving van de volgende parameters:

- Een beschrijving van de variatie van de chlorofyl concentratie, de lichtverzwakkingscoëfficiënt en de verhouding eufotische zone:mengdiepte.
- Een lange termijnoverzicht van veranderingen in fytoplanktonbiomassa, SPM en doorzicht
- Een beschrijving van de fotosynthese parameters α^B and P_{\max}^B .
- Een beschrijving van de dagelijkse primaire productie en de P:B-ratio’s.
- Een beschrijving van de fotosynthese activiteit van het microfytobenthos.

6.2. Materiaal en methoden

Dit onderdeel is vrijwel ongewijzigd gebleven ten opzichte van de vorige OMES rapportage.

6.2.1. Monsternamen en locaties stations

De locatie van de bemonsterde stations is te zien in Figuur 6.1. De frequentie van de bemonstering varieerde van maandelijks in de periode september-februari tot 2-maandelijks in het groeiseizoen

(maart-augustus). Vanwege de grootte van het gebied was het onmogelijk om alle bemonstering te voltooien in de zelfde fase van het getij. De stations Zandvliet (grens Vlaanderen-Nederland), Antwerpen, Hoboken/Lippenbroek en Temse werden bemonsterd vanaf de R.V. Luctor. De incubaties werden ingezet direct na de bemonstering. Voor de monsters van de Boven-Zeeschelde, Rupel, Dijle en Nete werden de monsters eerst verzameld en in het 2^e deel van de middag van de monsternamen geïncubeerd aan boord van de Luctor. Een Yellow Springs 6600-V2 CTD werd gebruikt om de *in situ* temperatuur, zuurstofconcentratie en chlorofyl fluorescentie te meten. De lichtverzwakkingscoëfficiënt (k_d) in de waterkolom werd berekend door de lichtintensiteit in de waterkolom te meten op verschillende dieptes m.b.v. een Licor Li-192SB cosine lichtsensor, aangesloten op een LiCor LI-1400 datalogger, waarop een dieptesensor was aangesloten. Een tweede lichtsensor (LiCor-190 SA), geplaatst op het dak van de RV Luctor werd gebruikt om correcties mogelijk te maken indien de instraling fluctueert tijdens de meting. Stalen van de andere stations werden bewaard in een koelbox en aan het eind van de vaartocht naar de RV Luctor vervoerd voor de meting van de primaire productie. De lichtverzwakkingscoëfficiënt van deze stations werden bepaald door de Universiteit Antwerpen.

Pigmentanalyse werd uitgevoerd via HPLC. De stalen vanaf Vlissingen tot Temse werden geanalyseerd door het NIOZ. De overige analyses werden uitgevoerd door de Universiteit Gent.



Figuur 6.1 Locatie van de bemonsterde stations

6.2.2. Primaire productie metingen

Van iedere monster werden 11 duplo's van 50 ml gedurende 2 uur geïncubeerd in een roterende incubator aan boord van de RV Luctor, zoals beschreven in het vorige rapport. De fotosynthese lichtcurve (PE-curve) werd gefit naar het model van Eilers & Peeters (1988):

$$PB = I/(aI^2 + bI + c)$$

P_{\max}^B de maximum fotosynthese snelheid per mg chlorofyl *a* (chl_a , mg C (mg chl_a)⁻¹ h⁻¹) = $1/(b+2v(ac))$ en de fotosynthese efficiëntie (α^B , de initiële helling van de PE-curve, mg C (mg chl_a)⁻¹ h⁻¹)(μ mol photons m⁻² s⁻¹)⁻¹ = $1/c$. $I_k (=P_{\max}^B/\alpha^B)$ is een maat voor de lichtintensiteit (*I*) waarbij de fotosynthese overgaat van lichtbeperkt naar beperking in de donkerreacties (Calvin cyclus).

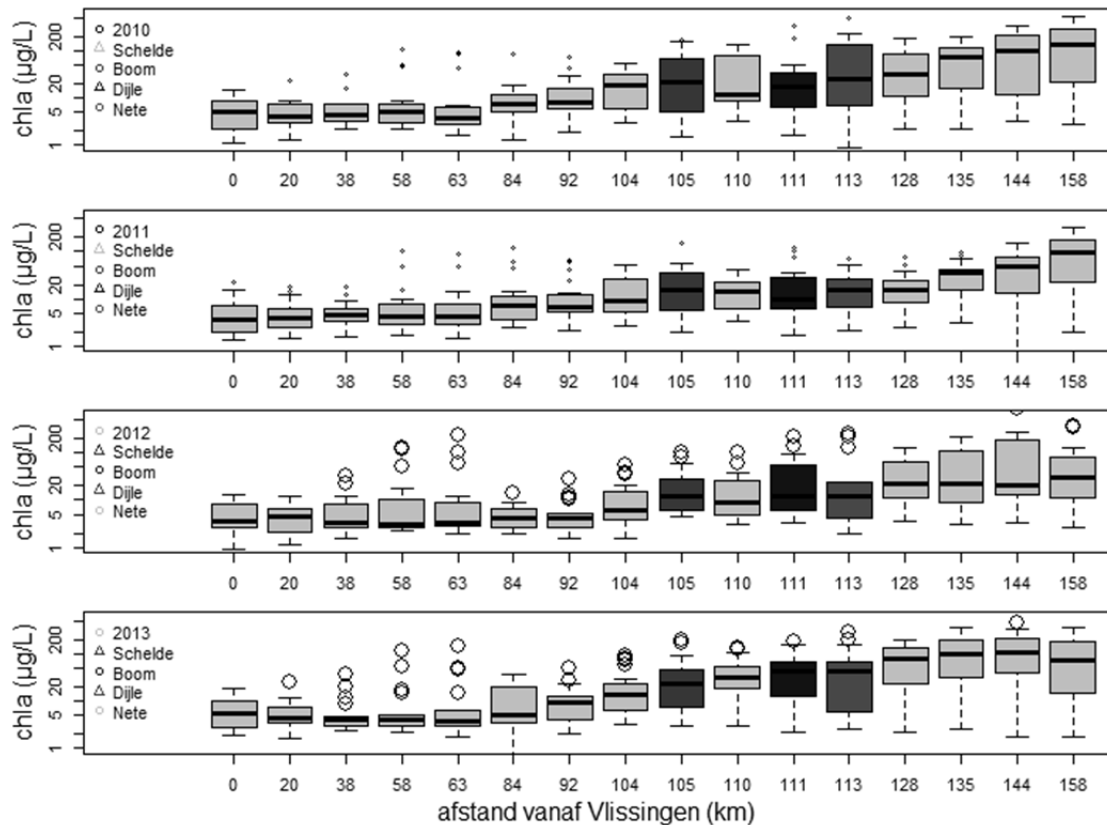
De primaire productie werd berekend door de primaire productie in de gehele waterkolom voor ieder uur te berekenen. Hierbij werd aangenomen dat de fotosynthese parameters P_{\max}^B , α^B en k_d niet varieerden gedurende de dag. Voor meer informatie zie Kromkamp and Peene (1995). De oppervlakte instraling werd continue gemeten op het dak van het NIOZ-YE m.b.v. een Licor LI-190 SA sensor en de waarden werden omgezet in uurgemiddelden, die vervolgens werden gebruikt in de dagproductie berekeningen. Als $P_{\max}^B > 30$ en meer dan 4x zo groot als de voorafgaande of de erop volgende waarden dan werden deze “outliers” vervangen door de gemiddelde P_{\max}^B van die 2 omliggende monsterdagen. Deze procedure werd 5x uitgevoerd (WS14, 16/3/2013; OM13 (Lippenbroek) op 22/6/2010 en 22/5/2013; OM27 (Dijle) op 22/6/2010, 24/11/2011, OM18 (Dendermonde) op 9/6/2010, 22/6/2011; OM20 (Appels) op 9/6/2010; OM21 (Uitbergen) op 9/9/2010, 9/2/2011, 18/1/2012, 6/3/2013 en OM23 (Melle) op 21/8/2013). Ook α^B waarden werden volgens vergelijkbare criteria vervangen omdat die duidelijk onbetrouwbaar waren. Ontbrekende waarden voor Chl en K_d werden berekend als het gemiddelde van de waarden in de ervoor en erna komende bemonsteringsperiode. Voor microphytobenthos werden P_{\max}^B waarden > 25 gemaximaliseerd naar 25 en α^B waarden < 0.1 gelijk aan 0.1 gezet.

6.3. Resultaten

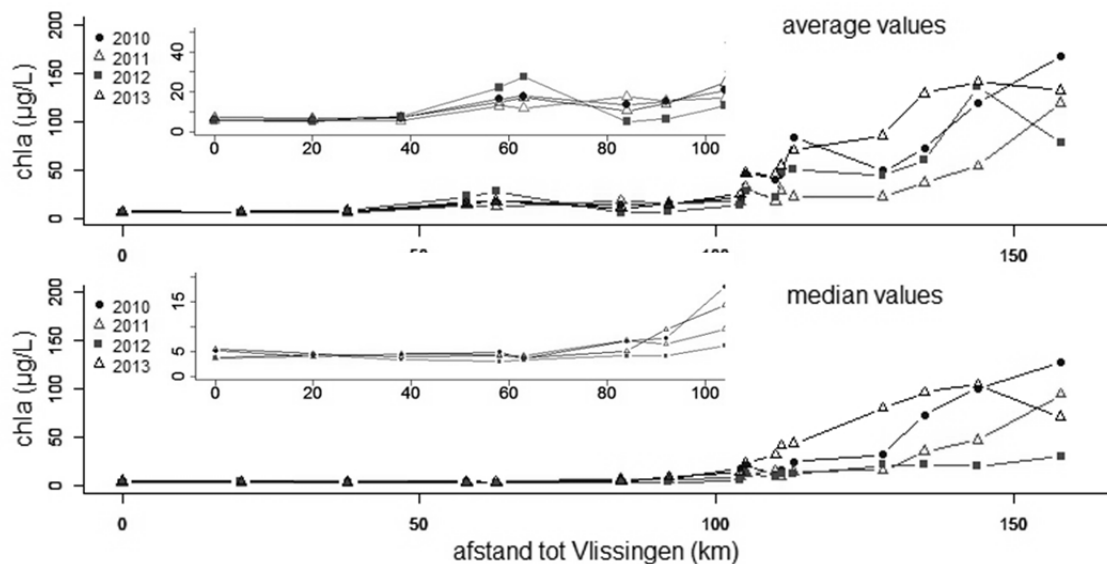
6.3.1. Jaargemiddelde chlorofyl *a*: een vergelijking tussen de stations en tussen 2010 t/m 2013

Figuur 6.2 laat de variatie in de jaarlijkse chl_a zien in de vorm Box-whisker plots als afstand tot de lijn Vlissingen/Breskens. Tussen de monding van de Westerschelde en de grens (WS11, Zandvliet, km 63) varieert de Chl_a mediaan tussen 3.3 en 4.9 μ g chl_a L⁻¹ (Tabel 6.1). Vanaf de grens neemt de mediane chl_a waarde stroomopwaarts toe, om bij Appels (km144) of Melle (km 158) een maximum te bereiken. Een vergelijking tussen de laatste 4 jaren laat zien dat de patronen in de vier jaren vergelijkbaar zijn, maar dat de mediane Chl_a concentraties echter van jaar tot jaar verschillen. De mediane fytoplankton biomassa is in de Zeeschelde 2012 lager is dan in de andere 4 jaren. Opvallend is dat in 2011 de 25 en 75% percentiel waarden minder ver uit elkaar liggen (“kleinere box”). Deze grote jaarlijkse verschillen laten ook zien dat voor de analyse van trends een aanzienlijke tijdsreeks nodig is. De fytoplankton biomassa in de zijrivieren de Rupel (Boom, OM9, km 105), Dijle (OM27, km 111) en de Nete (OM11, km 113) is erg vergelijkbaar met die van de naburige stations in de Zeeschelde.

Een vergelijking tussen de mediane en gemiddelde Chl_a concentraties is weergegeven in Figuur 6.3. De gemiddelde waarden zijn in het algemeen hoger dan de mediane waarden, een gevolg van het feit dat de fytoplanktonbloei het gemiddelde domineert. Vooral in 2012 zijn de verschillen tussen de mediane en gemiddelde waarde in Chl_a in de Zeeschelde groot, hetgeen wijst op een korte maar grote bloei. Zowel de gemiddelde als de mediane Chl_a waarden in 2013 in de Schelde zijn groter dan in de andere jaren, station Melle (km 158) uitgezonderd, waar de hoogste gemeten concentraties in onderzoeksperiode in 2010 worden waargenomen. In deze grafiek is ook duidelijk te zien dat de jaar tot jaar variatie enorm is.



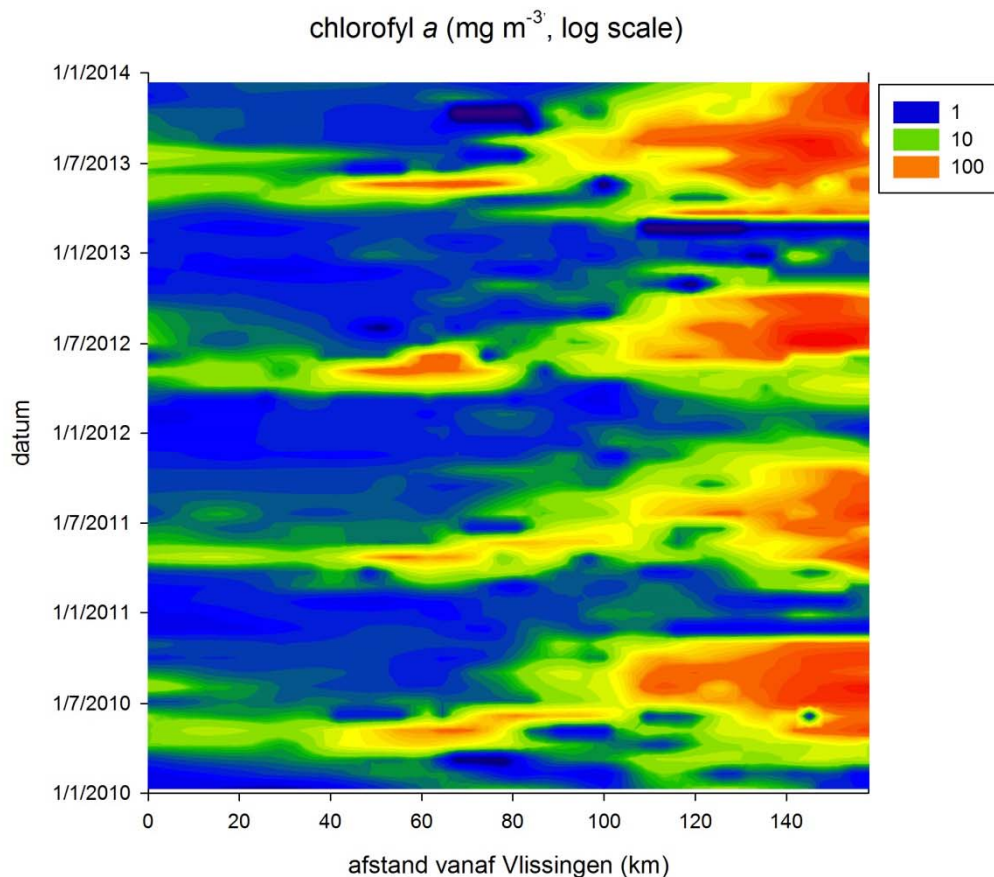
Figuur 6.2 boxplot van de chl a concentraties voor de jaren 2010, 2011 en 2012. Alhoewel de verschillen gering lijken zijn de concentraties in 2012 gemiddeld lager. Stations in de zijrivieren zijn km 105 (OM9, Boom, in de Rupel), km 111 (OM27, Dijle) en km 113 (OM11, Nete) en zijn voorzien van een donkere tint.



Figuur 6.3 Gemiddelde en mediane Chla waarden op de verschillende stations. De insets laten de verschillen over de 1e 100 km zien. Let op verschil in schaal van de insets! Tussen de 60 en 70 km is er een duidelijke toename in de gemiddelde Chla concentratie, die niet zichtbaar is in de mediane waarden.

De seizoensdynamiek is zichtbaar in Figuur 6.4. In het mariene deel is te zien dat de bloei zijn hoogtepunt rond april/mei plaatsvindt, maar dat stroomopwaarts de piek in de bloei zich naar de

zomer verplaatst en ook duidelijk in duur toeneemt. In de Zeeschelde lijkt er dus een veel sterkere koppeling met de dagelijkse instraling te zijn. Ook laat deze grafiek duidelijk zien dat het maximum in fytoplankton biomassa flink stroomopwaarts richting Gent te vinden is. In het marine deel is er ook sprake van een late zomerbloei, maar de intensiteit en de lengte waarover die waarneembaar is varieert nogal. In 2011 is die zomerbloei vooral rond 20 km vanaf Vlissingen waarneembaar, terwijl hij in 2013 tot 60 km landinwaarts zichtbaar is. Wat verder opvalt is de korte maar geïsoleerde bloei tussen ongeveer 60 en 80 km (het grensgebied). Deze bloei haalt veel hogere concentraties (tot 220 mg m^{-3}), dan in de omliggende stations, en dit terwijl de turbiditeit in dit deel van de Zeeschelde groot is.



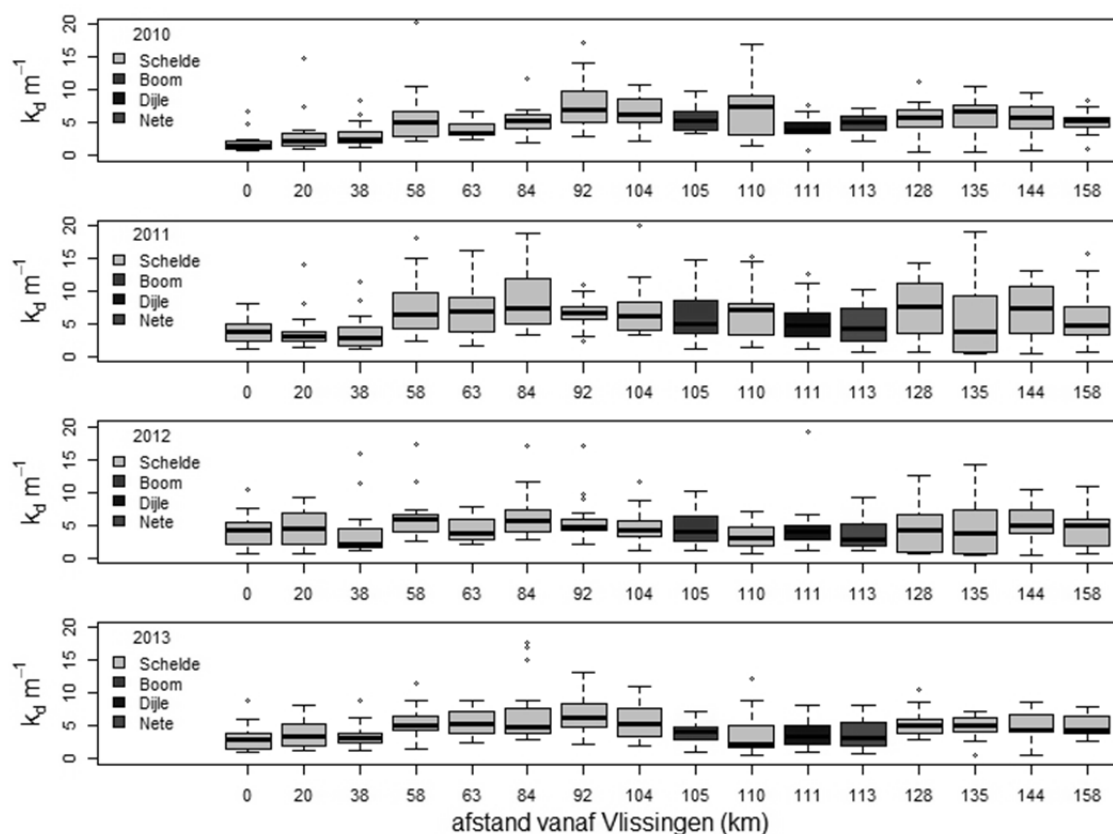
Figuur 6.4 Contourplot (log) chla als functie van seizoen en afstand tot maken en bevatten alleen de data van de Westerschelde en Zeeschelde

6.3.2. Jaargemiddelde lichtverzwakkingscoëfficiënt (K_d): een vergelijking tussen de stations tussen 2010 t/m 2013

De variatie in K_d per station en per jaar is te zien in de box-plots in Figuur 6.5. De lichtverzwakkingscoëfficiënt K_d neemt toe vanaf de mond van het estuarium bij Vlissingen om een maximum te bereiken na ongeveer 90 km, bij station WS15 (Rupelmonde, Figuur 6.5 & Figuur 6.6). Richting Gent neemt de troebelheid vervolgens weer enigszins af. Het water in de Dijle (OM26, km111) en de Nete (OM11, km113) is vergelijkbaar in troebelheid met dat van de Schelde stations in de nabijheid. Opvallend is dat de variabiliteit in de mediane K_d waarden (het verschil tussen de 25 en 75 percentiel waarden) in 2011 groter lijkt te zijn dan in de andere jaren. Uit Figuur 6.6 is duidelijk dat vooral in het maximum turbiditeitsgebied de mediane waarden in 2011 hoger zijn dan in de

andere jaren. Ook valt op dat in het marine deel de variatie van jaar tot jaar groot is (> factor 2). Dit zal grote effecten hebben op de totale primaire productie.

Figuur 6.7 laat de variatie in ruimte en tijd in K_d zien. Het merendeel van de hoogste K_d waarden wordt gemeten tussen 80 en 140 km vanaf de monding van de Westerschelde, maar er zijn jaren dat het rond Bath (58 km) ook duidelijk troebeler is. Een duidelijk seizoenspatroon lijkt afwezig; hoge waarden worden zowel in de zomer als in de winter waargenomen. Een deel van deze variatie wordt veroorzaakt omdat getijonafhankelijk gemeten wordt.

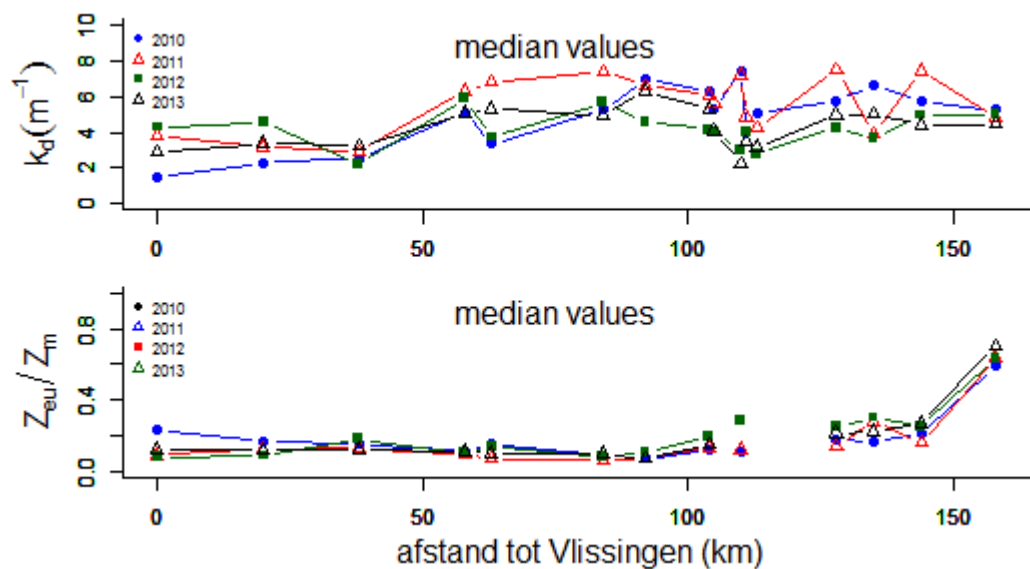


Figuur 6.5 boxplot van de lichtverzwakkingscoëfficiënt K_d (m^{-1}) voor de jaren 2010 t/m 2013. Alhoewel de verschillen tussen de jaren gering lijkt, is de lichtverzwakkingscoëfficiënt in 2011 in het maximum turbiditeitsgebied hoger dan in de andere jaren. Stations in de zijrivieren (donker) zijn km 105 (OM9, Boom, de Rupel), km 111 (OM27, Dijle) en km 113 (OM11, Nete).

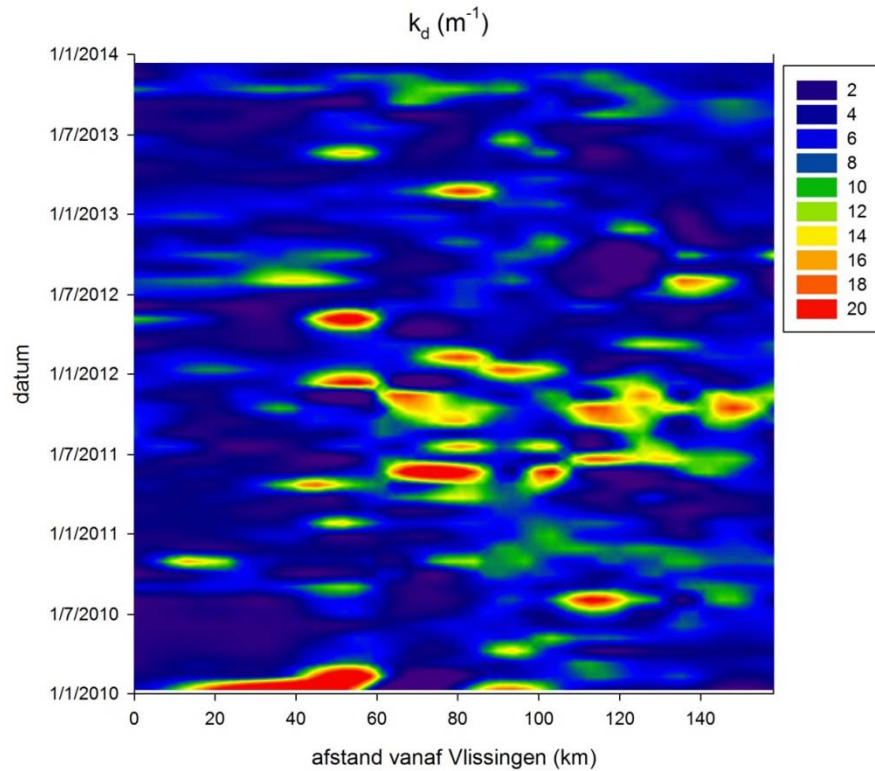
Uit de K_d -waarden is de eufotische zone berekend: $Z_{eu} = 4.6/K_d$, dit is de zone waarin fotosynthese plaatsvindt. Hiervoor is aangenomen dat fotosynthese kan plaatsvinden tot die diepte waarop 1% van het licht aan het oppervlak doordringt. Vervolgens is de ratio Z_{eu}/Z_m berekend: als deze waarde > 1, dan bevindt het fytoplankton zich gedurende de dag altijd in het licht, is deze waarde < 1, dan is alleen het bovenste deel van de waterkolom verlicht. Als $Z_{eu}/Z_m < 0.2$ is, dat betekent dat dus dat de algen gemiddelde minder dan 20% van de dag in het licht verkeren. In Figuur 6.6 (onderste panel) is te zien dat de mediane waarde vaak < 0.2, hetgeen betekent dat het fytoplankton in de Westerschelde, Zeeschelde en Schelde en haar zijrivieren sterk licht gelimiteerd is. Alleen bij meest stroomopwaartse punt (Melle) is de situatie beter. Het seizoensverloop over de verschillende stations is zichtbaar in de contourplot van Figuur 6.8. Duidelijk is dat Z_{eu}/Z_m ratios > 0.2 zeldzaam zijn in het deel tussen de 0 km (monding) en Temse (104 km).

Zoals uiteengezet in (Kromkamp & Peene 1995) is volgens de “critical depth” theorie van Sverdrup (1953, maar zie ook (Smetacek & Passow 1990, Tett 1990) geen netto primaire productie mogelijk bij dit soort lage Z_{eu}/Z_m ratio's. Dat dit toch gebeurt betekent waarschijnlijk dat de respiratoire verliezen geringer zijn dan mag worden aangenomen (Soetaert et al. 1994, Kromkamp & Peene 1995), en dat lokale advectiepatronen een belangrijke rol spelen, d.w.z. dat de mogelijkheid bestaat dat een groot deel van de productie tot stand komt in de ondiepe randen en boven de intergetijdeplaten van de rivier en het estuarium. Lokale stromingspatronen kunnen wellicht de verblijftijd verhogen, maar dit dient nader onderzocht te worden.

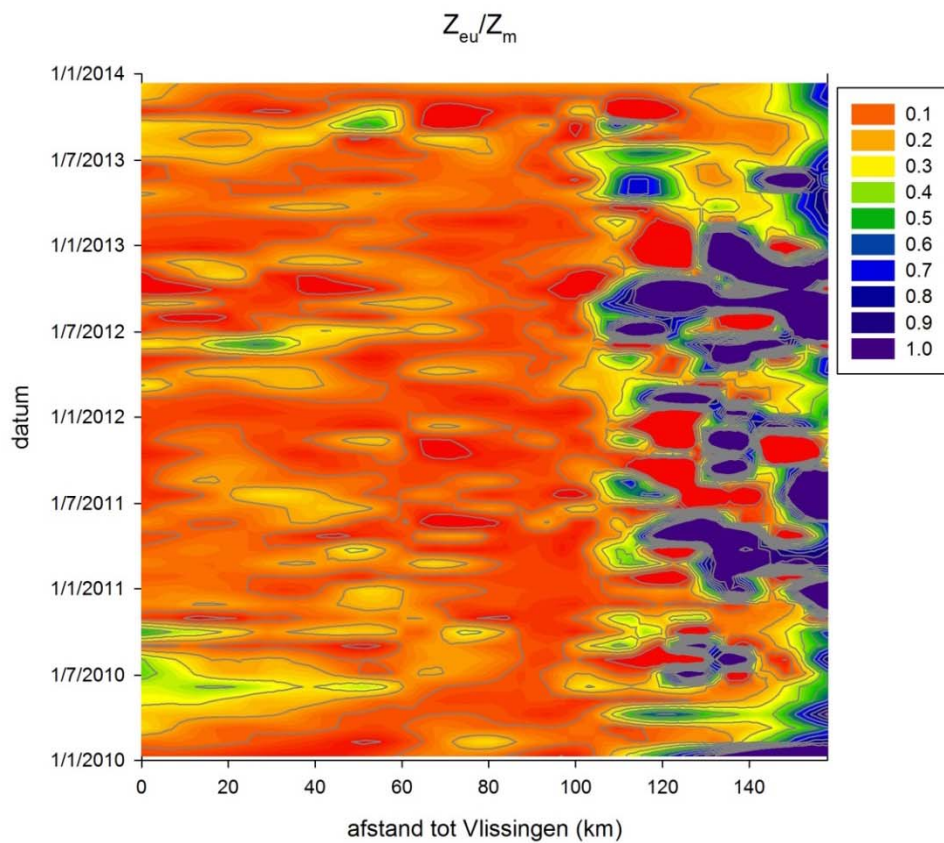
Wel is duidelijk dat het fytoplankton groeit onder marginale lichtomstandigheden, en een verhoging in de troebelheid zou er wel eens voor kunnen zorgen dat de kritische “ Z_{eu}/Z_m ratio” wordt overschreden, waardoor de respiratoire verliezen zo groot worden dat de netto primaire productie altijd negatief wordt. Hierdoor zullen fytoplanktonpopulaties verdwijnen, met rampzalige gevolgen voor het Schelde ecosysteem.



Figuur 6.6 Mediane waarden voor K_d en Z_{eu}/Z_m als functie tot de Chl_a waarden op de verschillende stations. Voor de verhouding eufotische diepte (Z_{eu}) mengdiepte (Z_m) ontbreken de waarden voor de stations in de zijrivieren omdat de gemiddelde dieptes van deze stations onbekend zijn. Voor Z_m is de gemiddelde diepte genomen, en is dus aangenomen dat de waterkolom volledig gemengd is.

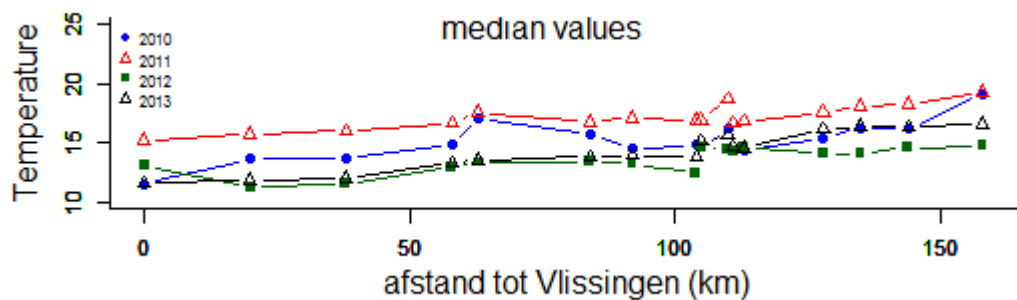


Figuur 6.7 Contourplot K_d als functie van seizoen en afstand tot Vlissingen. Alleen de data van de Westerschelde en Zeeschelde zijn gebruikt om de figuur te maken.



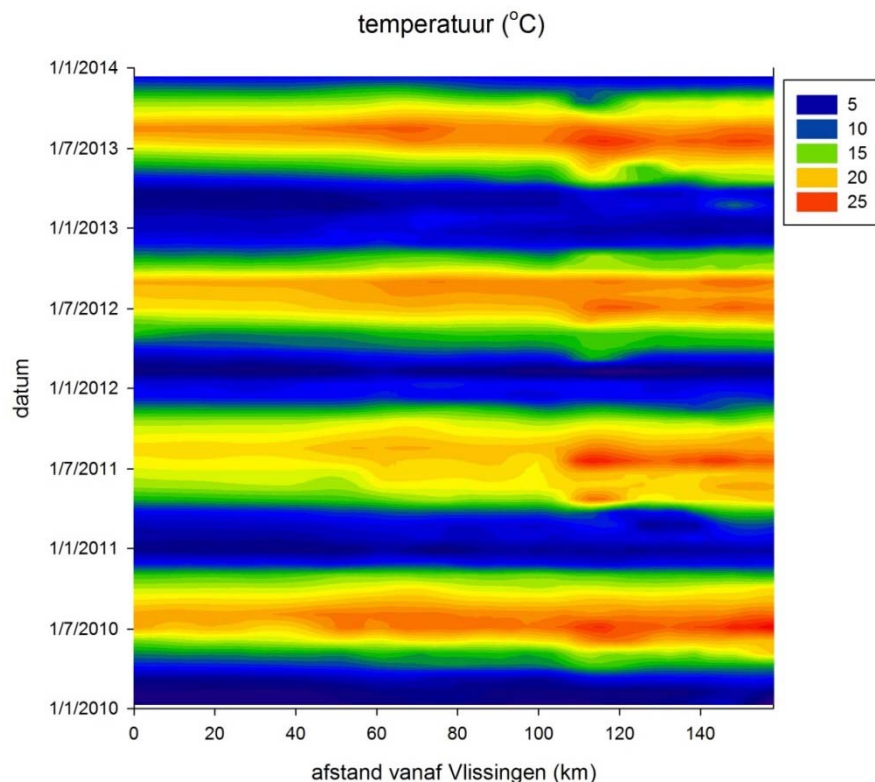
Figuur 6.8 Contourplot Z_{eu}/Z_m waarden.

6.3.3. Watertemperatuur



Figuur 6.9 Mediane waarden voor de temperatuur de verschillende stations

In Figuur 6.9 zijn de mediane temperaturen geplot. Duidelijk is de zien dat 2011 een afwijkend warm jaar was, wat in het gehele gebied aanleiding gaf tot hogere mediane temperaturen. Figuur 6.10 geeft in de vorm van een contourplot het verloop van de temperatuur weer. De warme periode is het langst stroomopwaarts, en het korst stroomafwaarts. Het mariene en brakke deel van de Westerschelde was 2011 duidelijk kouder dan in de andere jaren.

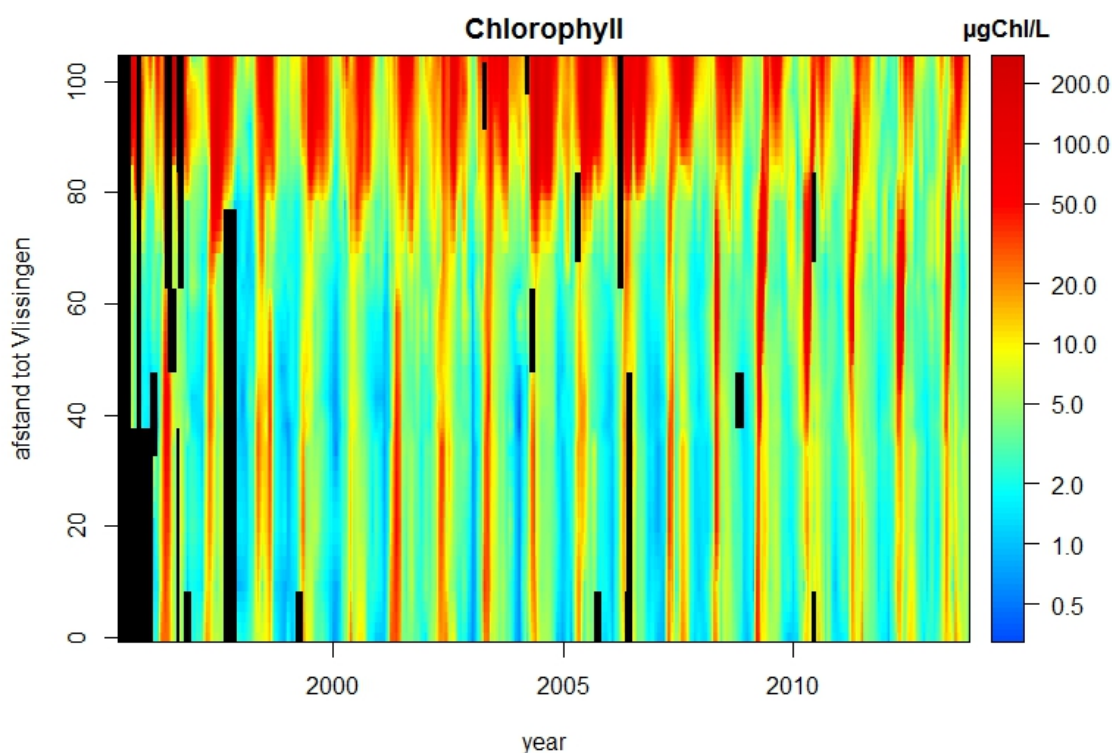


Figuur 6.10 Contourplot watertemperatuur (oC). Alleen de data van de Westerschelde en Zeeschelde

6.3.4. Lange termijn veranderingen in Chla, SPM en doorzicht in de Westerschelde?

Alhoewel dit onderdeel niet onder de opdracht valt lijkt het noodzakelijk een overzicht te geven van de lange termijn veranderingen die zichtbaar zijn in de NIOZ-LIMS database. Een lange termijn analyse van de Chl *a* gegevens uit de periode 1978-2006 is gepubliceerd door (Kromkamp J. C. and 6.10

Van Engeland, 2010). In die periode werd geen significante verandering gevonden in de jaargemiddelde waarden voor WS1 (km 0) en WS6 (km 38). Een significante verandering werd echter waargenomen voor station WS11 (grens, km 63): vanaf 1980 tot 1990 was er een duidelijke afname in de gemiddelde Chla concentraties waarneembaar, terwijl na 1990 de gemiddelde concentraties zich stabiliseerden op ongeveer $6 \mu\text{g L}^{-1}$. Echter, een nadere beschouwing van de data in het vorige rapport laat zien dat sinds 2008 de situatie in het gebied tussen Bath (WS10) en de grens (WS11) een intense maar korte voorjaarsbloei optreedt met maximale concentraties van $\sim 110 \mu\text{g L}^{-1}$. Deze korte maar intense bloei is een van de redenen dat er een duidelijk verschil zichtbaar is tussen de gemiddelde en de mediane Chla waarden in Figuur 6.3. Om dit beter te bestuderen is een analyse gedaan van de data uit de NIOZ-YE LIMS database met Chl, SPM en Secchi data uit de periode 1995-2013.

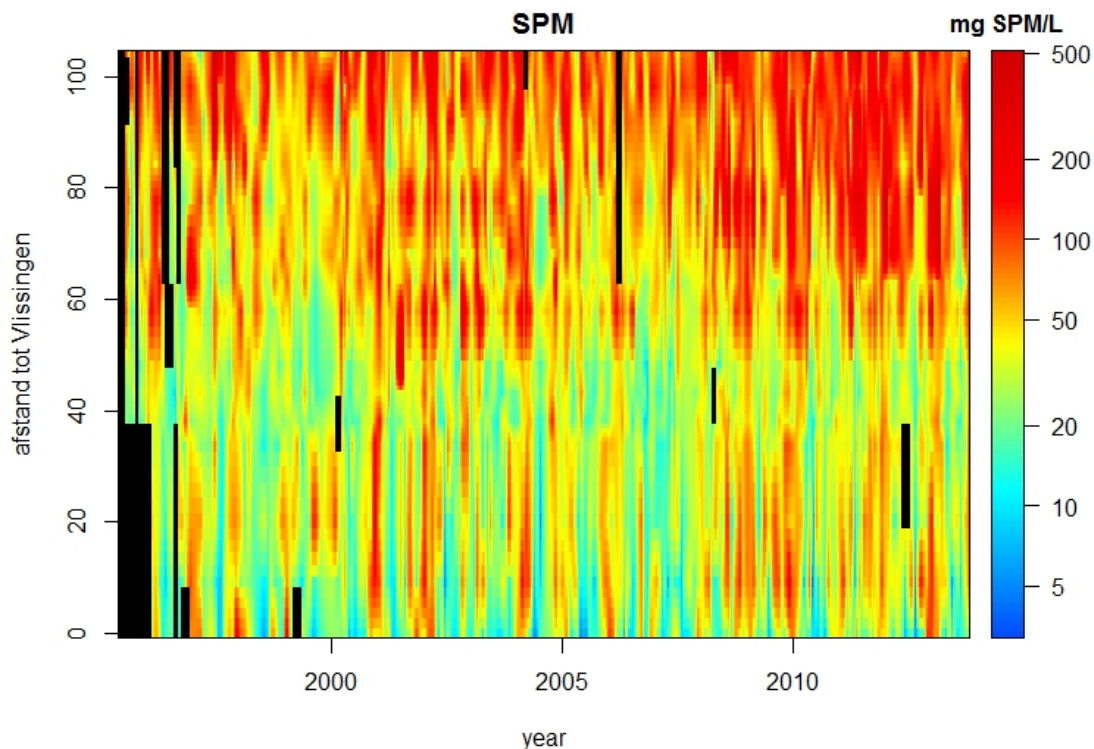


Figuur 6.11 Seizoensdynamiek in Chla voor de jaren 1995-2013 voor verschillende stations in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde. NB: de assen zijn omgedraaid t.o.v. de eerdere contourplots. De Chla waarden zijn als log-waarden geplotted om de verschillen te accentueren.

Uit de Chla contourplot blijkt duidelijk dat tot 2008 hoge Chla concentraties voorkwamen stroomopwaarts van ongeveer 70 km (tussen Zandvliet en Antwerpen). Vanaf 2008 lijken de hoge concentraties zich terug te trekken en worden ze waargenomen stroomopwaarts vanaf 90 km (~Kruibeke). Ook is de duur van die bloei afgenomen en verplaatst richting zomer. Sinds 2008 is daarentegen een korte maar intense voorjaarsbloei waarneembaar tussen 40 en 80 km, die soms versmelt met de bloei verder stroomopwaarts. Voor stations WS6 t/m WS9 geldt dat er ook veranderingen zichtbaar zijn in Secchi, maar niet in Chla.

De SPM waarden lijken vooral vanaf 2008 stroomopwaarts toe te nemen, vanaf ~ 70 km stroomafwaarts van Vlissingen ("zichtbaar" als meer rood). De troebelheid rond een km of 60, waar vanaf 2010 de korte fytoplanktonbloei waarneembaar is lijkt niet significant veranderd in deze periode, alhoewel lage waarden tussen 1996 en 2001 waarneembaar zijn tussen 50 en 60 km stroomopwaarts van Vlissingen.

De Secchi disk waarden laten duidelijk zien dat als de turbiditeit tussen 70 en 105 km toeneemt vanaf 2008, dat dat resulteert in lagere doorzichten. Echter, het doorzicht in 2012 en 2013 lijkt zich iets te herstellen, terwijl dat niet zichtbaar lijkt in de SPM data.



Figuur 6.12 Seizoensdynamiek in SPM voor de jaren 1995-2013 voor verschillende stations in de Westerschelde.. De SPM waarden zijn als log-waarden geplotted om de verschillen te accentueren.

Om de dynamiek in deze 3 parameters beter te bestuderen zijn voor alle stations ook x-y plots gemaakt. In de data van Vlissingen lijkt geen patroon aanwezig (niet getoond). Echter, in Terneuzen (WS04) lijkt een afname te zijn de laatste jaren in de maximale $Chl a$ waarden, en ook het doorzicht lijkt toe te nemen, aangezien er veel meer lagere doorzichten zijn waargenomen vanaf 2008, dan in de periode er voor (**Error! Reference source not found.**). Voor stations WS6 (Hansweert) t/m WS8 (Perkpolder) is er voornamelijk een toename te zien in de minimale doorzichten, dus een achteruitgang van het doorzicht (niet getoond). Echter, vanaf WS9 (Baalhoek, ~ 48 km) is de plotselinge toename zichtbaar in de fytoplankton bloei vanaf 2010 (**Error! Reference source not found.**).

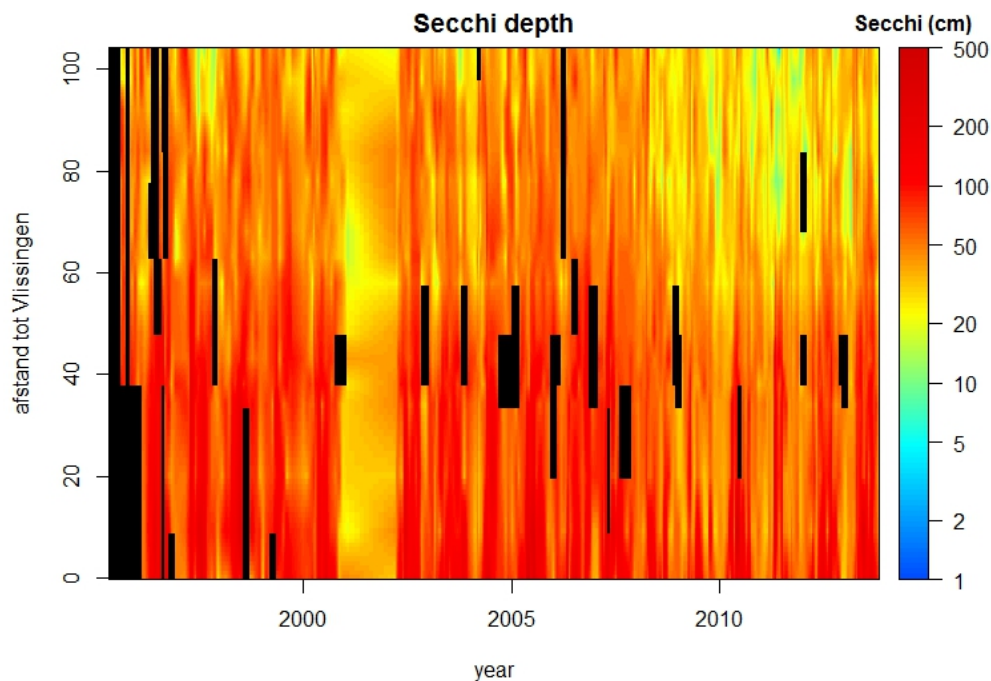
Die korte intense voorjaarsbloei bereikt de hoogste concentraties bij Zandvliet (WS11, tot 250 μg $Chl a/L$), maar is het regelmatigst in Bath (WS10). Vanaf Antwerpen (WS14) is die bloei verdwenen, dus het fenomeen beperkt zich vooral tot de stations Baalhoek (WS9) t/m Boei 105 (WS13).

Vanaf WS04 (Terneuzen) stroomopwaarts lijkt het doorzicht sinds 2008 af te nemen, maar pas vanaf WS12 (Lillo) lijkt dit gepaard te gaan met een toename in SPM.

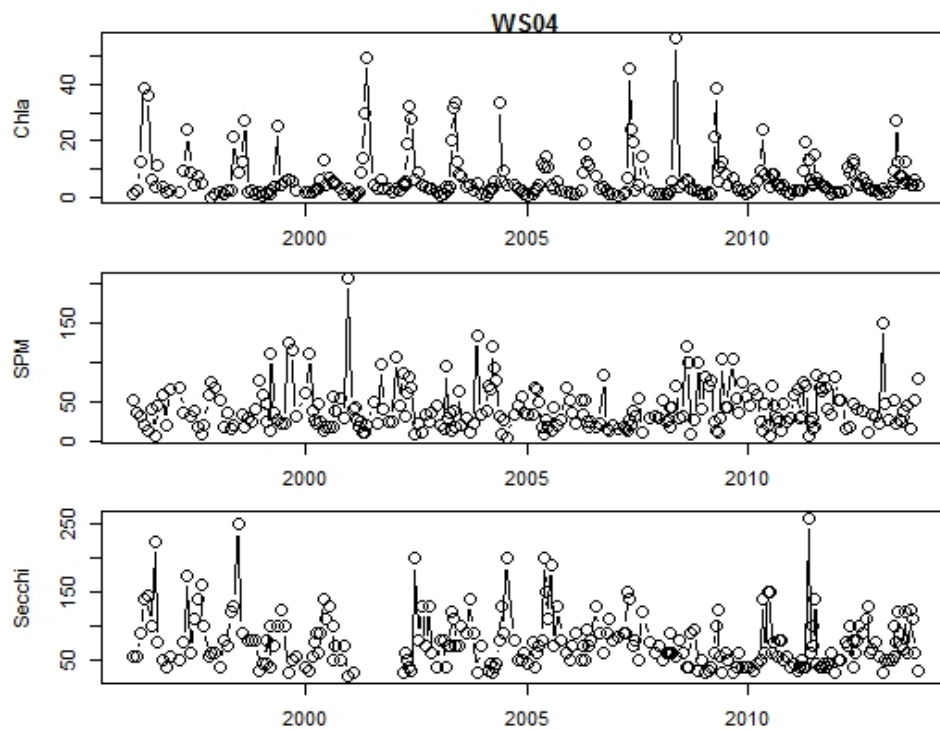
Kortom, er zijn sinds 2008 grote veranderingen gaande in vooral het traject Bath-Temse (let op, een analyse van de gegevens in de verdere Zeeschelde ontbreekt hier, de analyse gaat over het traject Vlissingen-Temse). Het doorzicht neemt eigenlijk overal af, en dit lijkt beter zichtbaar in de doorzicht (Secchi dieptes) dan in de SPM waarden (Tabel 6.3). Om bovengenoemde waarnemingen te toetsen is een met een gam (general additive model) een statistische analyse gedaan, uitgevoerd per station. In Tabel 6.1 staan de waarden voor de $Chl a$ analyse, in Tabel 6.2 die voor de SPM analyses en Tabel 6.3 laat de resultaten van de gam analyse zien voor de Secchi waarden. Het additieve model zag er als volgt uit (zoals weergegeven in de r-code):

```
model <- gam(parameter ~ s(Year) + s(Daynr) , data = file)
```

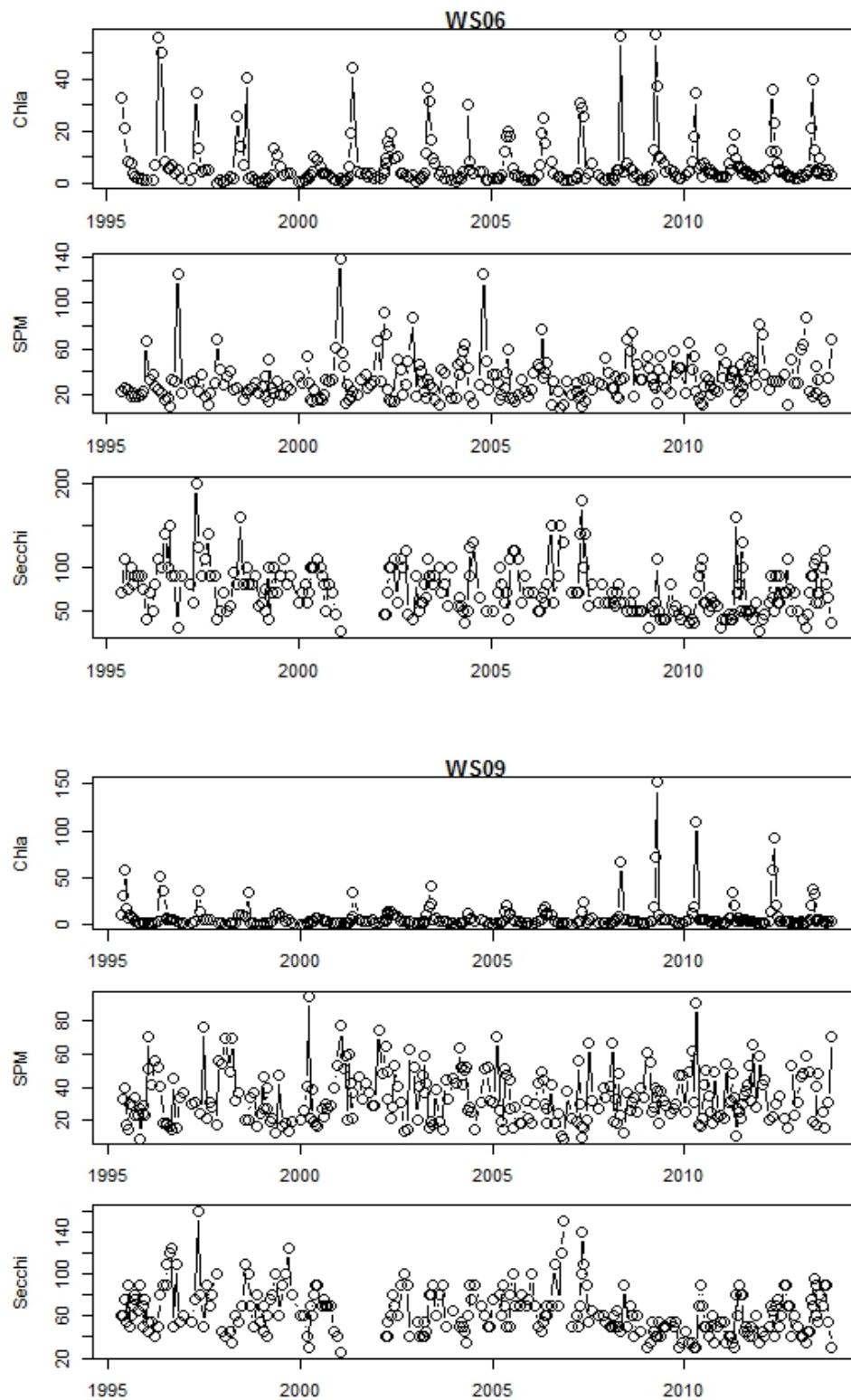
Er is dus gebruikt gemaakt van smoothers voor zowel de variatie in jaar als binnen een jaar. De tabellen staan achter de x-y plots.



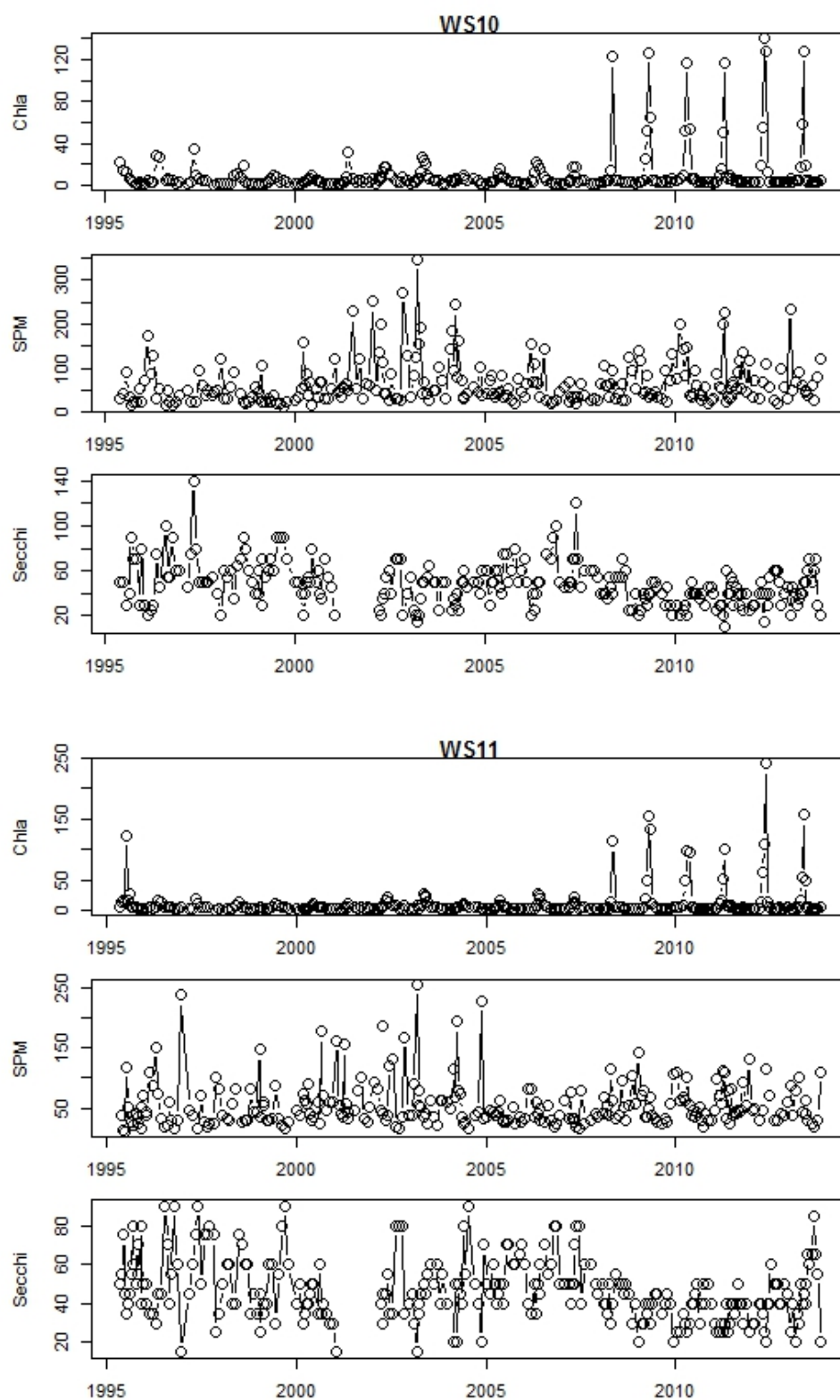
Figuur 6.13 Seizoensdynamiek in Secchi voor de jaren 1995-2013 voor verschillende stations in de Westerschelde.. De Secchi waarden zijn als log-waarden geplot om de verschillen te accentueren. De band rond 2001 is veroorzaakt door interpolatieproblemen omdat in 2001 geen Secchi disk metingen werden uitgevoerd.



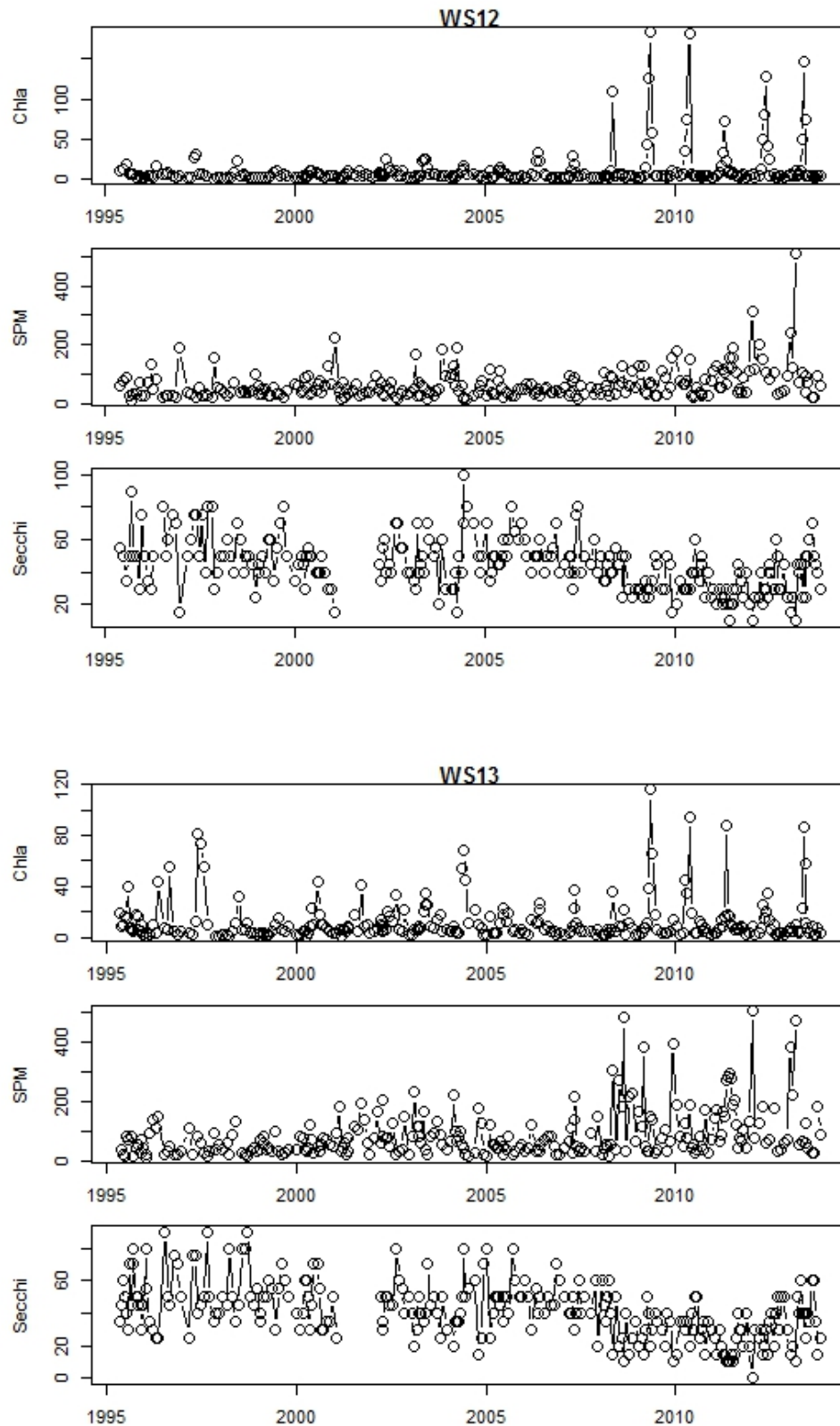
Figuur 6.14 Veranderingen in Chla, SPM en Secchi voor verschillende stations



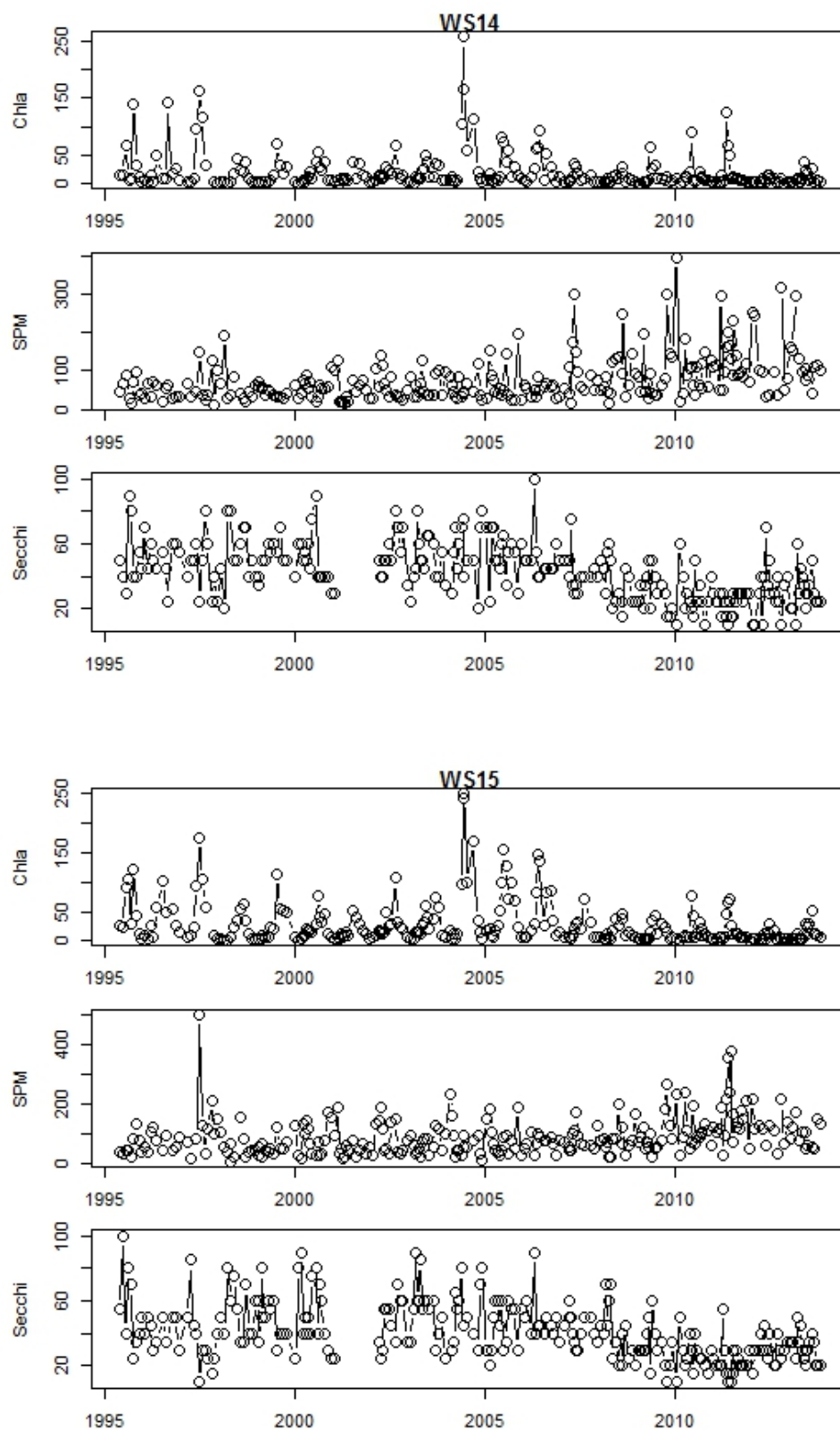
Figuur 6.14 (vervolg)



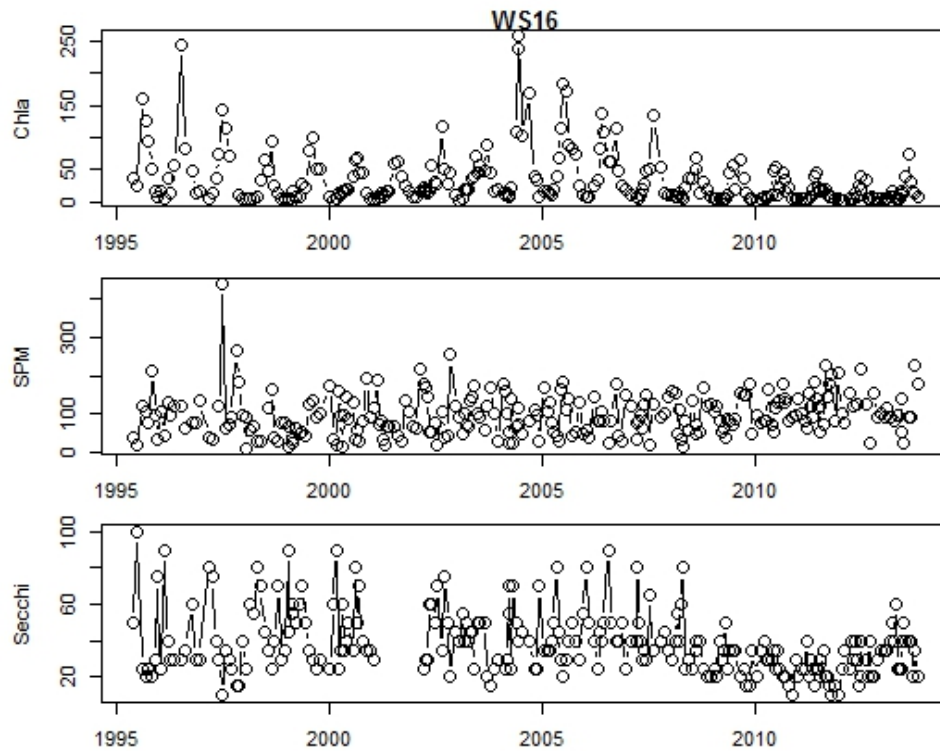
Figuur 6.14 (vervolg)



Figuur 6.14 (vervolg)



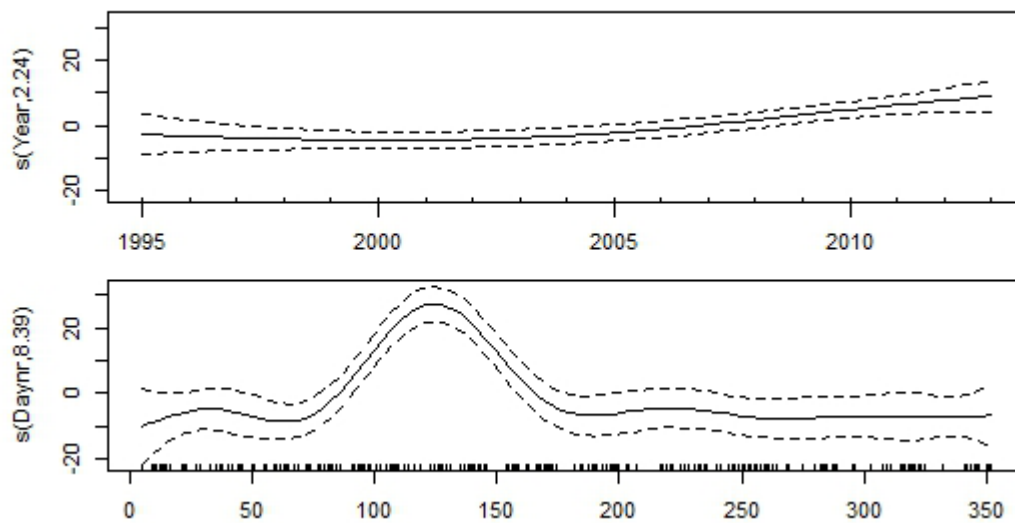
Figuur 6.14 (vervolg)



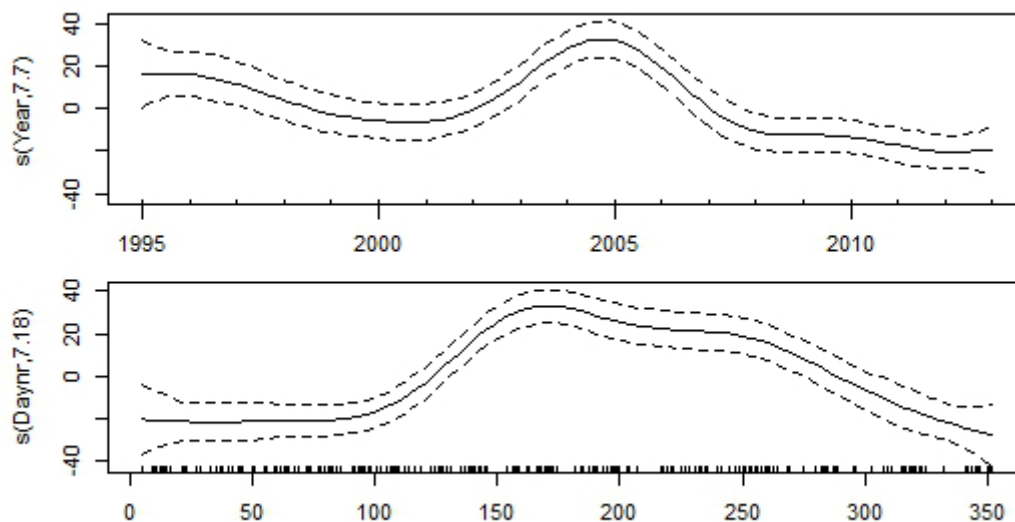
Figuur 6.14 (vervolg)

Tabel 6.1 Resultaten gam-analyse voor variatie in Chla voor inter (jaar) en intra (seizoenen) veranderingen.
% expl: percentage van de variantie die wordt verklaard door het gam model.

	jaar	dagnr	% expl	opmerking over waarneembare trends
WS01	0.00072	<0.00001	49.5	Cyclisch gedrag, geen trend
WS04	0.13400	<0.00001	52.2	Geen cyclisch gedrag waarneembaar
WS06	0.14000	<0.00001	50.0	Geringe afname tussen 1995 en 2000, daarna konstant
WS08	0.04400	<0.00001	40.5	Geringe afname tussen 1995 en 2000, kleine piek in 2009
WS09	0.07360	<0.00001	30.9	Klein minimum in 2006, klein maximum in 2010
WS10	0.00033	<0.00001	35.5	Continue toename sinds 2004
WS11	0.00106	<0.00001	26.3	Continue toename sinds 2004, gelijkwaardig WS10
WS12	0.00031	<0.00001	33.3	Continue toename sinds 2004, gelijkwaardig WS10
WS13	0.87400	<0.00001	30.6	Geen verandering
WS14	<0.00001	<0.00001	33.6	Cyclisch gedrag en algemene afname
WS15	<0.00001	<0.00001	50.7	Cyclisch gedrag en algemene afname
WS16	<0.00001	<0.00001	55.3	Cyclisch gedrag en algemene afname, gelijkwaardig aan WS15
WS17	<0.00001	<0.00001	60.6	Cyclisch gedrag en algemene afname, gelijkwaardig aan WS15



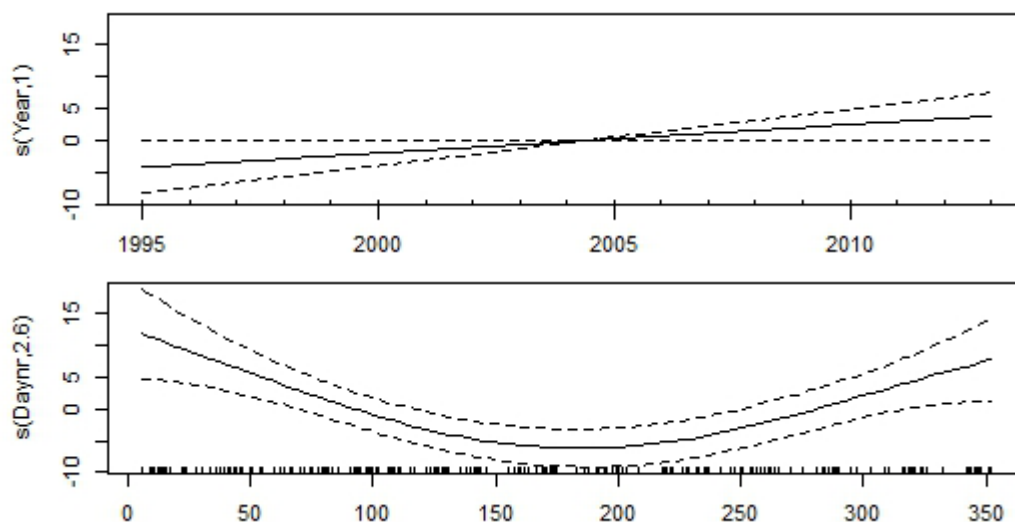
Figuur 6.15 Smoother voor veranderingen voor veranderingen in Chla voor de jaren 1995-2013 (top) en voor het seizoen (bottom) voor station WS10.



Figuur 6.16 Smoother voor veranderingen voor veranderingen in Chla voor de jaren 1995-2013 (top) en voor het seizoen (bottom) voor station WS15.

Tabel 6.1 laat zien dat er altijd een significant seizoenspatroon zit in de fytoplankton bloei, en dat er voor de meeste stations ook een significant verschil is tussen de verschillende jaren (maar niet voor stations WS04, WS06, WS13, en dat in het mariene het vooral gaat om fluctuaties tussen de jaren of cyclische patronen (dat laatste is aannemelijk en al aangetoond in Kromkamp & van Engeland 2010). Figuur 6.15 en Figuur 6.16 laten de smoothers (fits die de “geïdealiseerde patronen zien) voor de verandering over de jaren (bovenste paneel) en het seizoen (onderste paneel) voor de stations WS10 en WS15. In WS10 is er een toename in de Chla zichtbaar over de jaren, en er is sprake van een duidelijke voorjaarsbloei. In WS15 lijkt er naast een afnemende trend ook een “cyclisch” patroon zichtbaar. De fytoplanktonbloei vindt hier ook duidelijk plaats in het 2^e deel van de zomer.

In tegenstelling tot de situatie voor $Chl a$, is niet op alle stations een seizoenspatroon zichtbaar in SPM concentraties: een duidelijk seizoenspatroon ontbreekt in WS04, WS14 en WS15 en is in WS13 op het randje significant (Tabel 6.2). Dus in het troebele deel lijken seizoenspatronen minder snel op te treden. Opvallend is dat terwijl in WS6 (Hansweert) een continue toename in SPM waarneembaar is, dit in de omliggende stations ontbreekt (Figuur 6.17). Hierbij moet opgemerkt worden dat het percentage van de variantie die door het gam model wordt verklaard klein is (11.1%) en dat de p-waarde ook niet zo klein is ($p=0.039$).



Figuur 6.17 Smoother voor veranderingen voor veranderingen in SPM voor de jaren 1995-2013 (top) en voor het seizoen (bottom) voor station WS6 (Hansweert).

Tabel 6.2 Resultaten gam-analyse voor variatie in SPM voor inter (jaar) en intra (seizoenen) veranderingen. % expl: percentage van de variantie die wordt verklaard door het gam model.

	jaar	dagnr	% expl	opmerking over waarneembare trends
WS01	0.00647	<0.00001	32.0	Kleine afname van 1995 tot 2004, daarna konstant
WS04	0.60895	0.00114	7.9	Geen trend
WS06	0.03940	0.00008	11.1	Continue toename
WS08	0.41981	0.00027	9.1	Geen trend
WS09	0.14500	<0.00001	19.9	Onregelmatige fluctuaties, geen trend
WS10	0.00043	0.00005	23.2	Cyclisch gedrag, geringe toename
WS11	0.21684	0.00024	13.3	Cyclisch gedrag, geen toename
WS12	<0.00001	<0.00001	24.2	Sterke toename sinds 2007
WS13	<0.00001	0.04070	15.5	Toename vanaf 1995
WS14	<0.00001	0.17200	21.3	Toename vanaf 1995
WS15	<0.00001	0.91000	15.7	Maxima in 1997 en 2011, en algemene toename
WS16	0.02520	0.03020	4.5	Toename vanaf 1995
WS17	0.05720	0.59420	7.2	Onregelmatige fluctuaties, geen trend

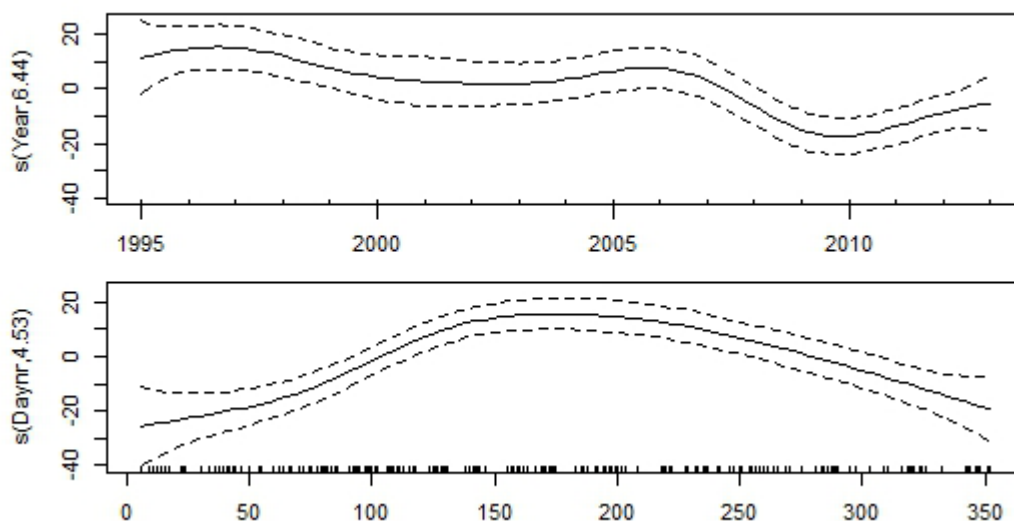
Alhoewel SPM en doorzicht sterk lijken gekoppeld, is de power van de gam analyse van de doorzichten groter dan die van de SPM concentraties, aangezien het percentage van de variatie die het model verklaard groter is voor de Secchi patronen, maar in het algemeen worden vergelijkbare

patronen gevonden (Tabel 6.3), alhoewel het cyclisch patroon duidelijker zichtbaar is in de doorzichten. Stations WS14 en 15 vertonen i.t.t. tot de SPM waarden wel een significant seizoenspatroon.

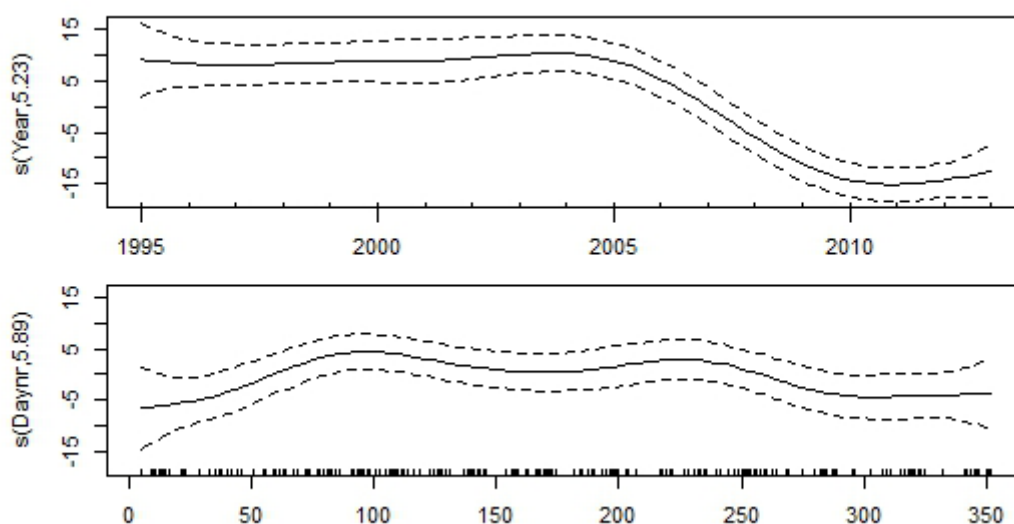
Tabel 6.3 Resultaten gam-analyse voor variatie in Secchi waarden voor inter (jaar) en intra (seizoenen) veranderingen. % expl: percentage van de variantie die wordt verklaard door het gam model.

	jaar	dagnr	% expl	opmerking over waarneembare trends
WS01	<0.00001	<0.00001	41.7	Cyclisch gedrag, geen trend
WS04	0.01250	<0.00001	28.9	Cyclisch gedrag (kleine amplitude) met afnemende trend
WS06	<0.00001	<0.00001	33.7	Cyclisch gedrag (kleine amplitude) met grote afname tussen 2006 en 2009
WS08	0.00025	<0.00001	29.4	Cyclisch gedrag (kleine amplitude) met grote afname tussen 2006 en 2009
WS09	<0.00001	<0.00001	37.1	Cyclisch gedrag (amplitude) met grote afname tussen 2006 en 2009
WS10	<0.00001	<0.00001	38.7	Cyclisch gedrag (flinke amplitude) met grote afname tussen 2006 en 2009
WS11	<0.00001	<0.00001	40.9	Cyclisch gedrag (flinke amplitude) met grote afname tussen 2006 en 2009
WS12	<0.00001	<0.00001	40.9	Cyclisch gedrag (kleine amplitude) met grote afname tussen 2006 en 2009. Afnemende trend
WS13	<0.00001	0.00189	37.7	Cyclisch gedrag (kleine amplitude) met grote afname tussen 2006 en 2010. Afnemende trend
WS14	<0.00001	0.03590	40.1	Geen veranderingen tussen 1995- 2005, gevolgd door flinke afname tussen 2005-2010
WS15	<0.00001	0.00140	39.2	fluctuation between 1995 and 2004, then decrease till 2010
WS16	<0.00001	0.00031	29.6	cyclic behaviour (smaller amplitude) large decrease between 2006 and 2010, clear overall decrease
WS17	0.00011	0.00098	18	cyclic behaviour (smaller amplitude) large decrease between 2006 and 2010, clear overall decrease

De verschillen in patronen die op kunnen treden tussen SPM en doorzicht worden goed geïllustreerd door een vergelijking van de smoothers voor SPM en Secchi voor station WS6 (Hansweert). Terwijl er in het SPM gehalte geen (of zeer geringe) toename is te zien in SPM gehalte (Figuur 6.17), laat het doorzicht tussen 1995 en 2006 een geringe afname zien met een wat golvend patroon, terwijl er tussen 2006 en 2010 een duidelijke afname in de gefitte waarden is te zien, die afwezig is in de SPM fits. De seizoenspatronen daarentegen laten wel het te verwachten gespiegelde beeld zien: als de SPM waarden een minimum bereiken, is het doorzicht maximaal. Apart is het patroon in Antwerpen (Figuur 6.19): tot 2005 is er geen enkele toe of afname in de jaarlijkse gefitte waarden te zien, maar tussen 2005 en 2010 neemt het doorzicht sterk af. Een vergelijkbaar patroon is in de andere stations in het Vlaamse deel, alhoewel de periode 1995 - 2005 wat meer fluctuatie vertoont, maar ze vertonen allemaal een flinke afname in doorzicht tussen 2005 en 2010.



Figuur 6.18 Smoother voor veranderingen voor veranderingen in doorzicht voor de jaren 1995-2013 (top) en voor het seizoen (bottom) voor station WS6 (Hansweert)



Figuur 6.19 Smoother voor veranderingen voor veranderingen in doorzicht voor de jaren 1995-2013 (top) en voor het seizoen (bottom) voor station WS14 (Antwerpen)

Voorlopige conclusie lange termijnseries.

Duidelijk is dat er sinds 2008 grote veranderingen plaatsvinden in de Schelde tussen Bath en Temse en dat deze veranderingen zich ongeveer rond 2008 manifesteren. Maar ook verder stroomafwaarts in de Schelde lijken de veranderingen zichtbaar aangezien vanaf Terneuzen er een afname lijkt te zijn in het doorzicht, terwijl vanaf Hansweert stroomopwaarts vanaf 2005/2006 er een afname lijkt te zijn. Deze afname lijkt te stoppen in 2010. In dit stadium is de oorzaak nog niet duidelijk. Het blijft speculeren over de oorzaak. Op het Nederlandse grondgebied werd met de derde ronde verdiepingswerken in 2010 gestart, maar in het Belgische deel werd de vaargeul over 5 km verbreed en werden 2 ondiepe delen uitgediept en deze werkzaamheden, afgerond in 2009, lijken samen te vallen met de door ons waargenomen toename van de troebelheid van het water, en een relatie met deze verdiepingswerken ligt daarom voor de hand. De toegenomen troebelheid in grote delen van de Schelde/Westerschelde zal de daadkracht van systeem nadelig beïnvloeden.

Het is moeilijker om de korte maar intense fytoplankton bloeien te verklaren tussen Bath (WS10) en Boei 105 (WS13). Mogelijk is deze bloei deels het resultaat van advectie processen, en wordt fytoplankton in deze regio geconcentreerd. Uitgebreide CTD metingen uitgevoerd door het NIOZ in het februari van 2010, de 1^e van 4 campagnes om de processen die zich hier voordoen te begrijpen) tonen geven stevige aanwijzingen aan het gebied tussen Bath en Antwerpen materiaal importeert van zowel de Westerschelde als de Zeeschelde, maar om een SPM balans te maken is het noodzakelijk om de volledige getijdencyclus door te meten waarbij m.b.v. ADCP metingen (stroming en SPM) en CTD een hydrodynamische balans kan worden opgesteld. HET NIOZ-YE zal deze metingen uitvoeren tijdens een aantal van de genoemde 4 campagnes die in 2014 zullen worden uitgevoerd.

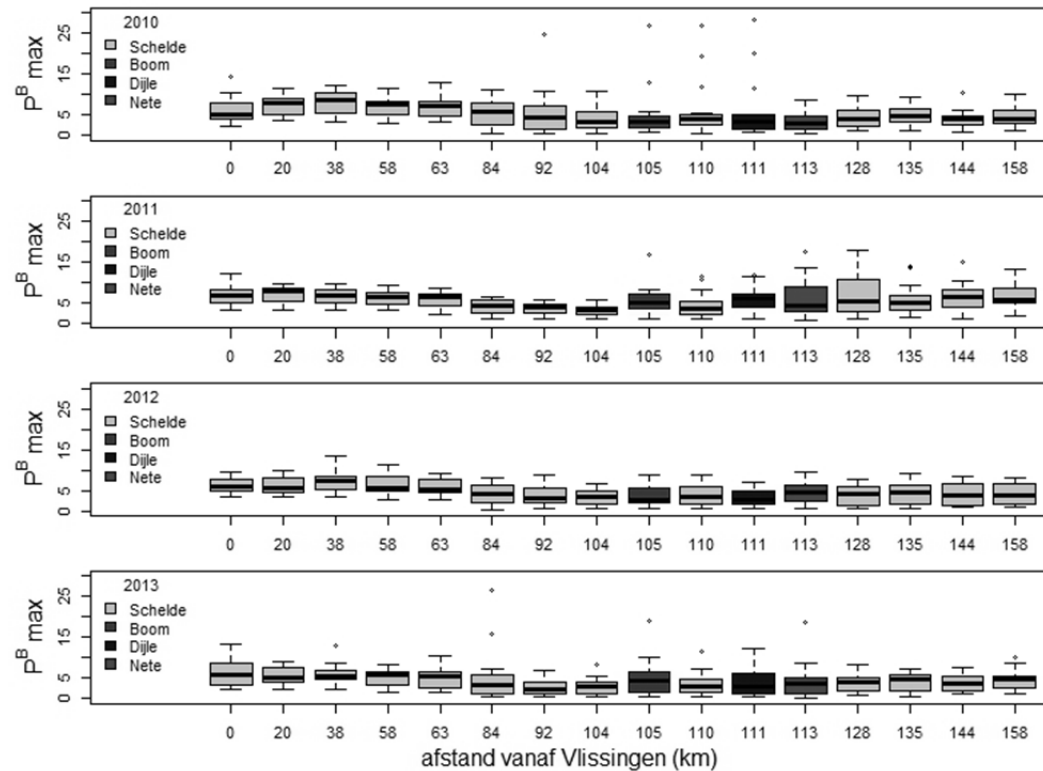
6.3.5. Fotosynthese parameters: een vergelijking tussen de stations in de periode 2010 t/m 2013

Maximale fotosynthese capaciteit

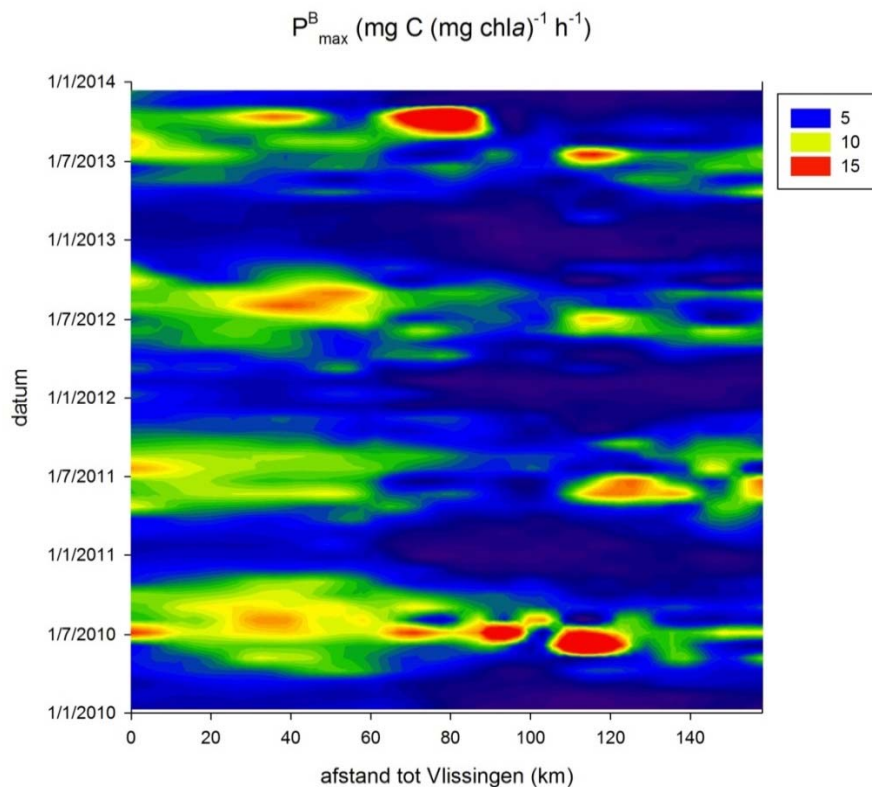
De patronen zoals beschreven in het vorige rapport lijken herhaalbaar, alhoewel er verschillen zijn tussen de verschillende jaren (Figuur 6.20). De waarden van de maximale fotosynthese capaciteit P_{\max}^B lijken in het mariene deel in 2010, 2012 en 2013 groter dan in de Zeeschelde en zijn zijrivieren, alhoewel de maxima (zichtbaar als cirkels) in de Zeeschelde groter zijn. In 2011 is de variatie wat groter en worden hoge P_{\max}^B waarden ook waargenomen bij Rupelmonde (105 km). Ook stations OM27 (Dijle, 111 km), (OM11 (Nete, 113 km) en OM18 (Dendermonde, 128 km) vertonen een veel variatie, het gevolg van een aantal relatief hoge waarden ($25\text{--}30 \text{ mgC (mg chl}a)^{-1} \text{ h}^{-1}$).

Figuur 6.21 laat het verloop in P_{\max}^B zien over het estuarium en gedurende het seizoen. Alhoewel de hoogste waarden worden bereikt rond de 120 km in de zomer van 2010 en rond de 80 km in het najaar van 2013, worden gemiddeld genomen hogere P_{\max}^B waarden aangetroffen in de Westerschelde. Vanaf ongeveer station Bath (58 km) neemt P_{\max}^B af stroomopwaarts, op enkele uitzonderingen na. Vooral in het gebied tussen 60 en 110 km zijn de waarden laag, ook in de zomer, alhoewel zoals eerder opgemerkt rond 95 km in eind juni/begin juli 2010 een aantal hoge waarden worden waargenomen. Over deze oorzaak hiervan is het speculeren, maar ten eerste is dit het gebied waar de zoutstress waarschijnlijk maximaal is, en ten tweede is het in dit deel van de Schelde/Westerschelde aanzienlijk troebeler geworden, wat de “vitaliteit” van het fytoplankton wel eens negatief zou kunnen beïnvloeden. Deze figuur laat ook duidelijk zien dat in de winter lagere waarden worden genoteerd in de Zeeschelde dan in de Westerschelde.

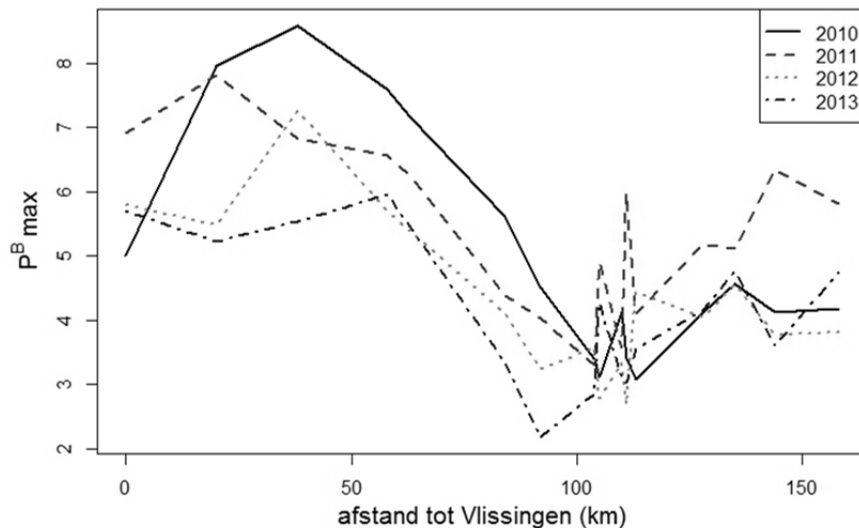
Figuur 6.22 geeft de mediane P_{\max}^B waarden weer om een snelle indruk te krijgen van de verschillen per jaar. De verschillen tussen de mediaan en de gemiddelde waarden zijn gering (niet getoond). De hoogste P_{\max}^B waarden worden gevonden tussen de monding en Baalhoek (48 km). Vanaf Baalhoek neemt P_{\max}^B licht af om ongeveer een minimum te bereiken rond de 100 km, om vervolgens weer toe te nemen verder stroomopwaarts. Met uitzondering van Vlissingen is in de Westerschelde een afname te zien van 2010 naar 2013: dit is het duidelijkst bij Hansweert (38 km): terwijl in 2010 de mediane waarde rond de $8.6 \text{ mgC mg Chl}a^{-1} \text{ h}^{-1}$ ligt, is dit in 2013 gedaald tot $5.4 \text{ mgC mg Chl}a^{-1} \text{ h}^{-1}$. Vanaf het Lippenbroek stroomopwaarts zijn de verschillen in P_{\max}^B tussen de jaren gering, met uitzondering van 2011, dat duidelijk hogere d=mediane P_{\max}^B waarden vertoont.



Figuur 6.20 Boxplot van PB_{max} ($\text{mgC (mg chl a)}^{-1}\text{h}^{-1}$) voor de periode 2010-2013. Minimale waarden worden vooral gevonden tussen 100 en 115 km. Boom (km 105), Dijle (km 110) en Nete (km 113) zijn donker weergegeven.



Figuur 6.21 Contourplot PB_{max} . Het betreft alleen data van de Westerschelde en Zeeschelde. Data van de Rupel, Nete en Dijle zijn niet meegenomen in deze figuur.

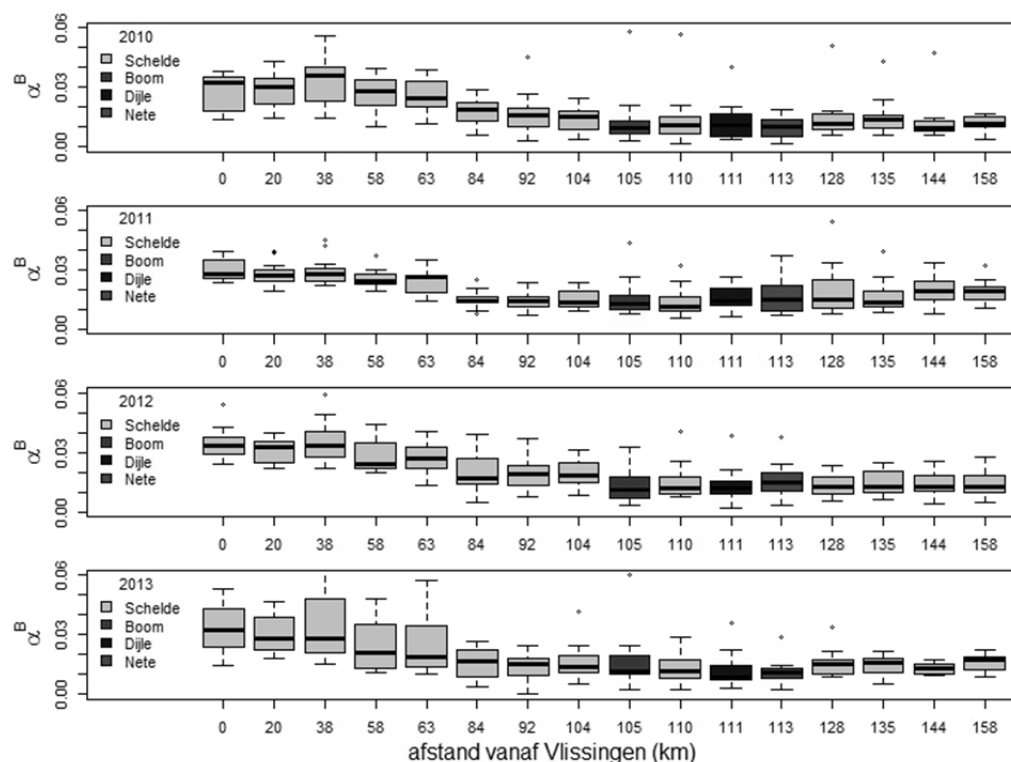


Figuur 6.22 Mediane waarden voor P^B_{max} , (mgC (mg chl a)⁻¹ h⁻¹).

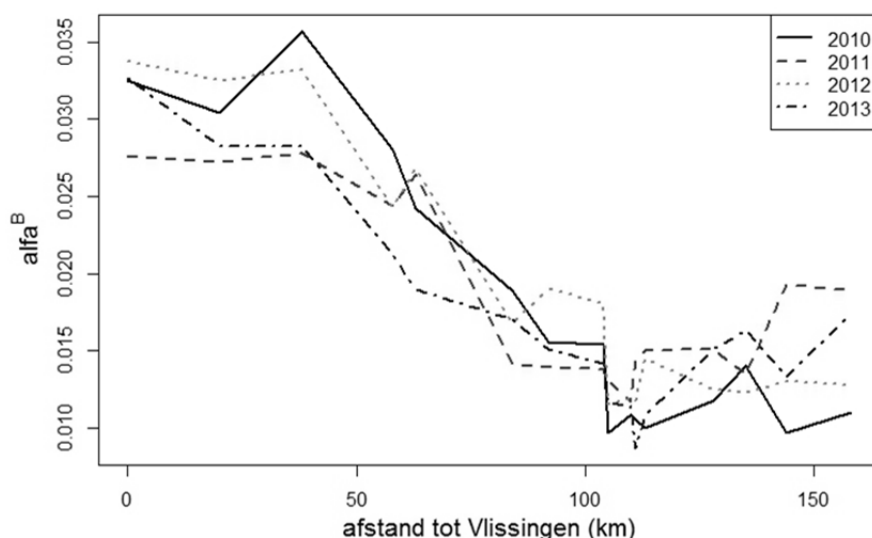
De fotosynthese efficiëntie alfa (α^B)

Dit is de initiële helling van een fotosynthese lichtcurve. Hoe groter α^B , hoe steiler de helling van de PE-curve. Omdat het chlorofyl gehalte in de cellen kan variëren is α^B niet noodzakelijkerwijs een indicatie van het vermogen van de cellen om bij lage lichtintensiteiten een hoge fotosynthesesnelheid te halen. In het algemeen geldt dat hoe meer pigment in de cel, hoe lager α^B , een gevolg van zelfbeschaduwing van de pigmenten in de cel ("package effect"). Ook de hoogste α^B waarden worden waargenomen in de Westerschelde tussen Vlissingen en Bath (km 58), een patroon vergelijkbaar aan dat van P^B_{max} . Echter, in tegenstelling tot P^B_{max} neemt α^B niet meer toe richting Gent. Opvallend is dat de spreiding in de data in 2010 en 2013 (de grootte van de boxen) groter is dan in 2011 en 2012. Vooral in 2011 vertonen de waarden weinig spreiding.

In het algemeen is tussen km 0 en 100 de mediane waarde α^B in 2011 en 2013 lager dan in 2010 en 2012 (Figuur 6.24), terwijl het stroomopwaarts van 100 km andersom is, maar de verschillen zijn niet groot. De α^B in het Westerschelde deel zijn 2-3x hoger dan in de Zeeschelde. Op zich is het verrassend dat de α^B waarden in de zeer troebele Zeeschelde lager zijn dan in de Westerschelde, maar gezien de geringere gemiddelde dieptes in Zeeschelde is het lichtklimaat in de Zeeschelde toch beter aangezien de Z_{eu}/Z_m ratio's aanzienlijk groter zijn in de Zeeschelde vanaf 100 km stroomopwaarts (Figuur 6.8). Echter, α^B vertoont een geleidelijke afname tussen de 50 en 100 km, en een vergelijkbare toename ontbreekt in de Z_{eu}/Z_m ratio, waardoor er ook andere factoren een rol spelen. Zoutstress zou zo een factor kunnen zijn.



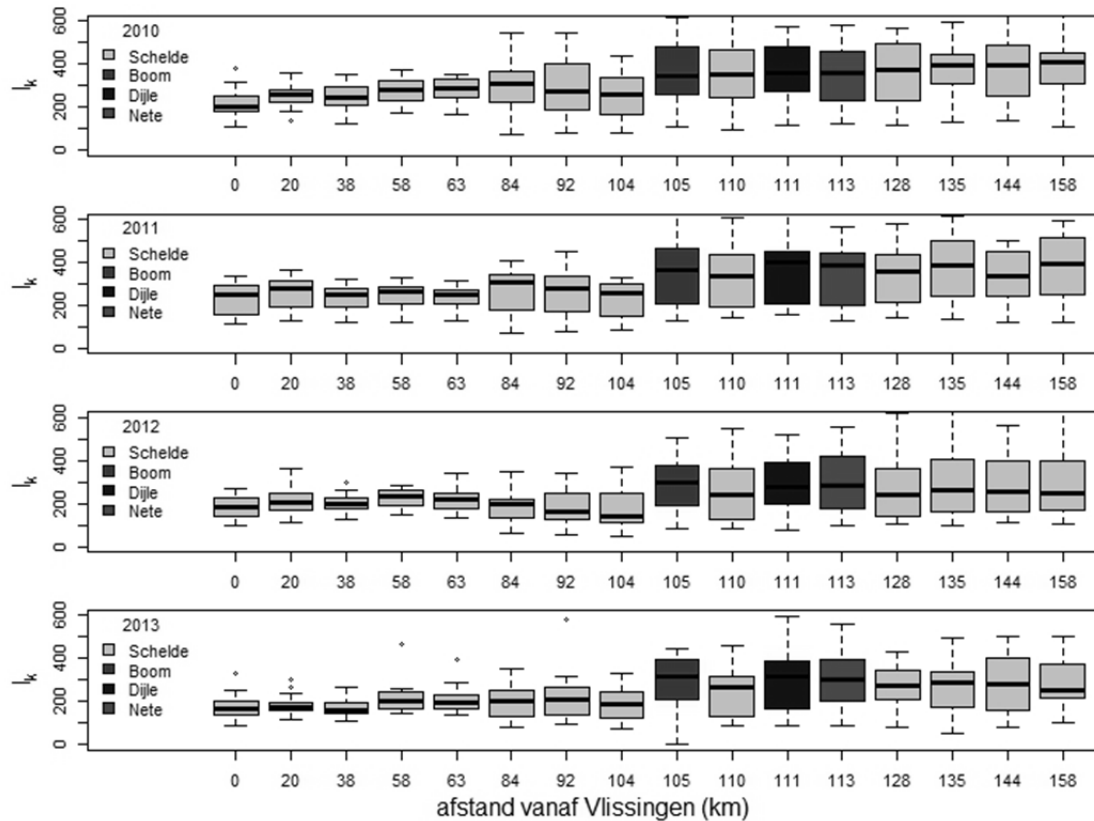
Figuur 6.23 boxplot van de α_B ($\text{mgC (mg chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)) voor de jaren 2010,t/m 2013. Boom (km 105), Dijle (km 110) en Nete (km 113) zijn donker weergegeven.



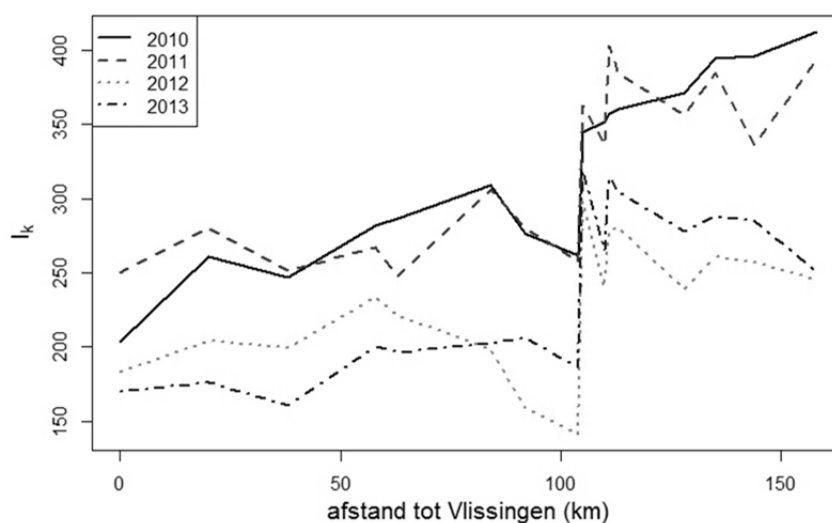
Figuur 6.24 Mediane waarden, α_B ($\text{mgC (mg chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ($\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)) en E_k ($\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$).

Boxplots van de lichtverzadigingswaarde I_k is weergegeven in Figuur 6.25 en de mediane waarden zijn weergegeven in Figuur 6.26. Uit deze figuren blijkt dat E_k verdeelt kan worden in 2 groepen: die van de Westerschelde (9-104 km, dus van de monding tot Temse), en die in de Zeeschelde, Rupel, Dijle en Nete. Die waarden in de Westerschelde zijn meestal lager en vertonen minder spreiding dan de data bovenstrooms van Temse. De hogere E_k waarden in de Zeeschelde lijken erop te wijzen dat in het algemeen het fytoplankton in de Zeeschelde is geacclimatiseerd aan hogere gemiddelde lichtintensiteiten dan in de Westerschelde.

De mediane waarden van I_k van 2010 en 2011 zijn duidelijk hoger dan die van 2012 en 2013 over het hele gebied. Dit zou kunnen wijzen op een acclimatie aan lagere lichthoeveelheden, alhoewel het doorzicht daar in 2012 en 2013 eerder iets hoger is dan in 2010 en 2011 dan lager (Figuur 6.13), dus andere factoren spelen ook een rol (soortensamenstelling). Alle mediane waarden voor de fotosyntheseparameters zijn ook weergegeven in Tabel 6.4.



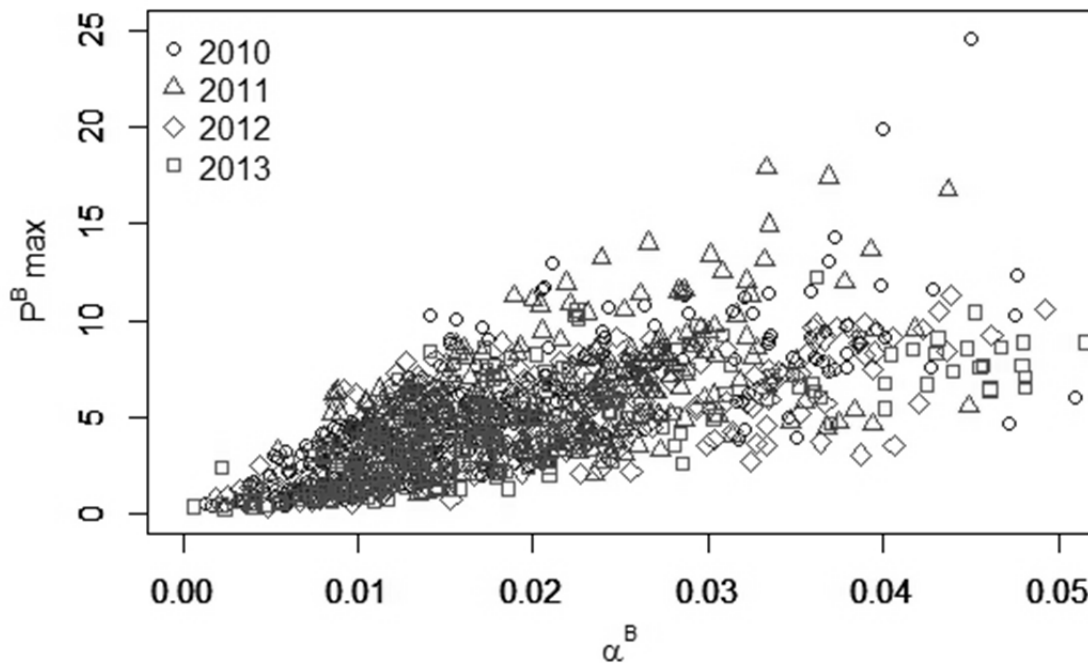
Figuur 6.25 boxplot van de I_k waarden ($\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$) voor de jaren 2010 t/m 2013. Boom (km 105), Dijle (km 110) en Nete (km 113) zijn donker weergegeven.



Figuur 6.26 Mediane I_k waarden ($\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

Tabel 6.4 mediane waarden voor de fotosynthese parameters in de jaren 2010 t/m 2012 (Pm = PBmax).

WSStation	Station	km	Pm2010	Pm2011	Pm2012	Pm2013	α 2010	α 2011	α 2012	α 2013	I k2010	I k2011	I k2012	I k2013
WS1	Vlissingen	0	5.0	6.9	5.8	5.7	0.033	0.028	0.034	0.033	204	250	183	170
WS4	Terneuzen	20	8.0	7.8	5.5	5.2	0.030	0.027	0.033	0.028	261	280	204	176
WS6	Hansweert	38	8.6	6.8	7.3	5.5	0.036	0.028	0.033	0.028	247	251	199	161
WS10	Bath	58	7.6	6.6	5.7	6.0	0.028	0.024	0.024	0.021	281	267	233	200
WS11	Zandvliet	63	7.2	6.3	5.4	5.5	0.024	0.026	0.027	0.019	287	248	222	197
WS14	Antwerpen	84	5.6	4.4	4.1	3.3	0.019	0.014	0.017	0.017	309	306	199	203
WS15	Hoboken	92	4.5	4.0	3.2	2.2	0.016	0.014	0.019	0.015	276	280	159	207
WS17	Temse	104	3.4	3.3	3.6	2.9	0.015	0.014	0.018	0.014	261	257	142	186
OM9	Boom	105	3.1	4.9	2.8	4.3	0.010	0.013	0.012	0.012	344	363	298	319
OM13	Lippenbroek	110	4.1	3.6	3.3	3.1	0.011	0.012	0.012	0.011	352	336	241	266
OM27	Dijle	111	3.4	6.0	2.7	3.0	0.011	0.014	0.012	0.009	357	402	278	314
OM11	Nete	113	3.1	4.1	4.4	3.6	0.010	0.015	0.015	0.011	360	384	280	304
OM18	Dendermonde	128	4.1	5.2	4.0	4.2	0.012	0.015	0.012	0.015	371	356	239	278
OM20	Appels	135	4.6	5.1	4.6	4.8	0.014	0.014	0.012	0.016	394	384	261	288
OM21	Uitbergen	144	4.1	6.4	3.8	3.6	0.010	0.019	0.013	0.013	395	336	257	285
OM23	Melle	158	4.2	5.8	3.8	4.8	0.011	0.019	0.013	0.017	412	394	245	251



Figuur 6.27 Relatie tussen α^B en P^B_{\max} voor de jaren 2010 t/m 2013. Data alle stations zijn gebruikt voor het maken van deze grafiek.

In het vorige rapport is de relatie tussen α^B en P^B_{\max} onderzocht en P^B_{\max} vertoonde een lineair verband met α^B . Omdat α^B bepaald wordt door de kans licht te absorberen en P^B_{\max} bepaald wordt door de Calvin-Benson-Bassham cyclus activiteit hoeft fotoacclimatie in een van de parameters niet te leiden tot een acclimatie van de andere parameter. Maar gezien het lineaire verband tussen beide parameters (Figuur 6.27) dit blijkt toch het geval te zijn, een acclimatiepatroon door (Behrenfeld et al. 2004) E_k onafhankelijk fotoacclimatie genoemd. In het vorige rapport is aangetoond dat de regressie coëfficiënt per jaar varieerde, en uit Figuur 6.27 en uit een eenvoudige regressie van alle data per jaar is te zien dat de regressie coëfficiënt afneemt. Omdat de spreiding aanzienlijk is, is een gam uitgevoerd op de data met station (afstand in km) en jaar als factoren:

```
M2 <- gam(log(Alpha) ~ log(Pmax)+ as.factor(km) + as.factor(Year))
```

Tabel 6.5 Anova gam-analyse tussen relatie α^B en P^B_{\max} met factoren jaar en station (=km)

parameter	df	p-value	p-value
log(Pmax)	1	1448.36	2e-16
as.factor(km)	15	31.63	< 2e-16
as.factor(Year)	3	23.79	6.68e-15

De waarden zijn ln (natuurlijke logaritme) getransformeerd om te voldoen aan eisen van normaliteit en onafhankelijkheid zoals beschreven in (Zuur et al. 2010).

Uit de ANOVA blijkt dat zowel positie (km) als jaar een zeer significante invloed hebben op de relatie tussen α^B en P^B_{\max} . Dit is verder uitgewerkt in Tabel 6.6. De factor(km) is een station specifieke correctiefactor op de intercept, terwijl de factor(Year) een correctiefactor is voor de slope. In het gebied van de monding t/m km 105 zijn de intercepten niet significant verschillend, met uitzondering van km58 en km 63, maar de significantiewaarden zijn niet zo hoog. Stroomopwaarts van 104 km is er een kleine correctiefactor nodig voor ieder station, maar de correctie die nodig is op het intercept

is < 10% van waarde in 2010. Als we kijken naar de verschillen tussen de jaren zien we dat 2011 niet significant afwijkt van 2010, maar dat 2012 en 2013 dat wel doen: Het verschil tussen 2012 en 2013 is waarschijnlijk significant, maar er lijkt een trend te zijn dat bij eenzelfde α^B waarde een lagere P^B_{\max} waarde hoort. Dit betekent dus dat er een afname is in de specifieke afname is in de fotosynthese parameters en deze afname lijkt significant (ANOVA, $p < 0.001$).

Tabel 6.6 Resultaten gam analyse relatie tussen α^B en P^B_{\max} . Het gam model verklaart 64.5% van de variantie in de data. De factor(km) is een correctiefactor op het intercept en de factor (Year) is een correctie op de slope. Alle correctiefactoren zijn t.o.v. station Vlissingen (0 km) en het jaar 2010.

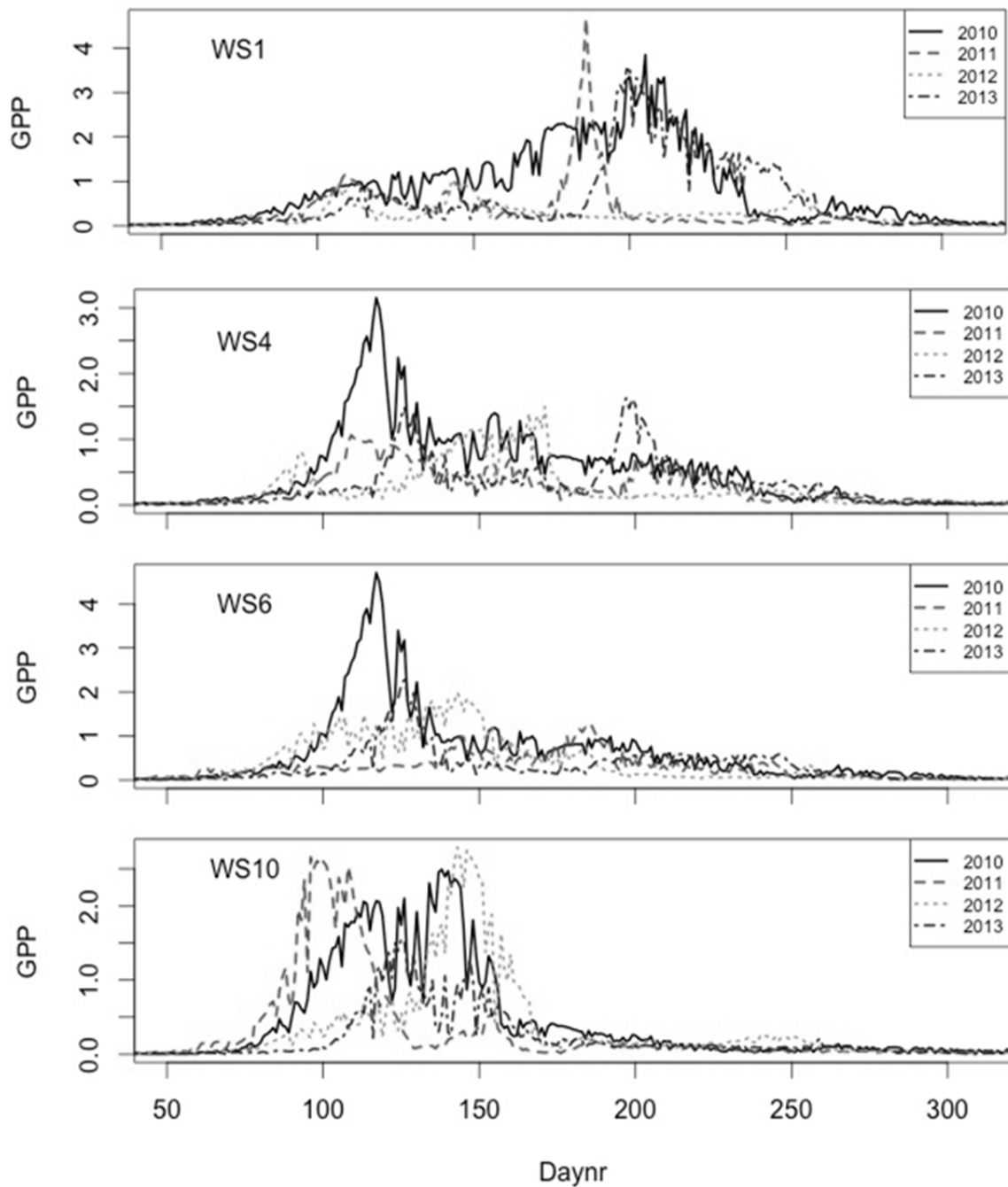
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	Sign.code
(Intercept)	5.66396	0.11854	47.78	< 02E-10	***
log(Alpha)	1.06929	0.0281	38.057	< 02E-10	***
as.factor(km)20	0.1186	0.0788	1.505	0.1326	
as.factor(km)38	0.06559	0.07879	0.832	0.4053	
as.factor(km)58	0.20279	0.079	2.567	0.0104	*
as.factor(km)63	0.18054	0.0791	2.283	0.0227	*
as.factor(km)84	0.15524	0.0799	1.943	0.0523	.
as.factor(km)92	0.13847	0.08053	1.72	0.0858	.
as.factor(km)104	0.04498	0.08033	0.56	0.5756	
as.factor(km)105	0.48405	0.08366	5.786	9.51E-09	***
as.factor(km)110	0.37541	0.0831	4.518	6.95E-06	***
as.factor(km)111	0.48071	0.08486	5.665	1.90E-08	***
as.factor(km)113	0.47211	0.08454	5.584	2.99E-08	***
as.factor(km)128	0.38736	0.082	4.724	2.63E-06	***
as.factor(km)135	0.43387	0.08261	5.252	1.82E-07	***
as.factor(km)144	0.39701	0.08302	4.782	1.98E-06	***
as.factor(km)158	0.44844	0.0825	5.436	6.78E-08	***
as.factor(Year)2011	-0.07195	0.03978	-1.808	0.0708	.
as.factor(Year)2012	-0.29127	0.04121	-7.069	2.84E-12	***
as.factor(Year)2013	-0.29928	0.03965	-7.548	9.50E-14	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

6.3.6. 13-uurs metingen

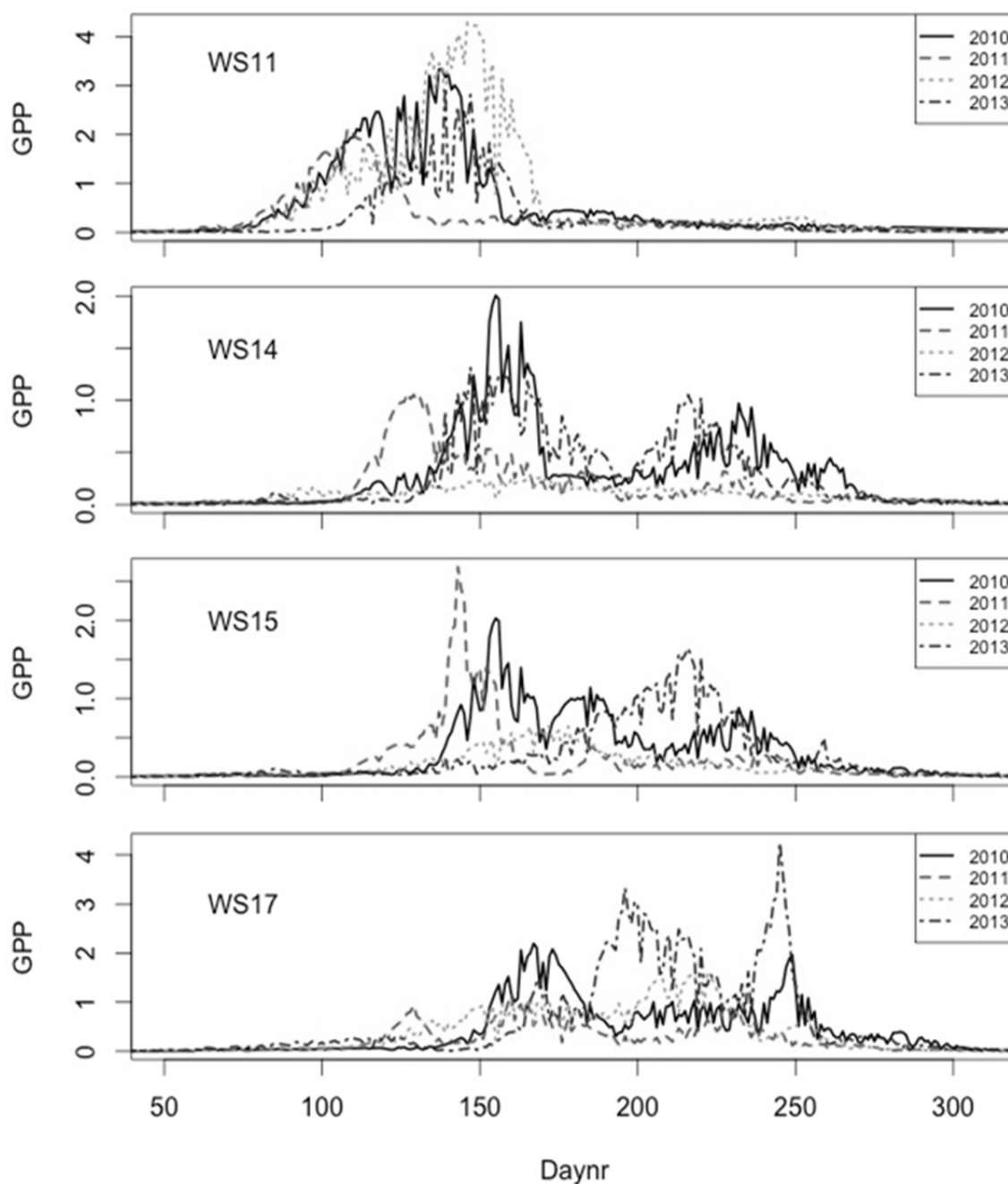
In 2013 zijn geen 13 uurs PAM metingen uitgevoerd omdat uit de metingen van de eerdere jaren bleek dat er meestal geen significante dagelijkse activiteit in de fotosynthese activiteit was waar te nemen. Wel varieerde de biomassa gedurende de 13 uurs metingen, maar dit was vooral het gevolg van transport door het getij. Dagelijkse veranderingen in de waterkolom productie zullen dus vooral het gevolg zijn van veranderingen in K_d , dus van getij gedreven veranderingen in particulier materiaal (SPM).

6.3.7. Dag- en jaarproducties



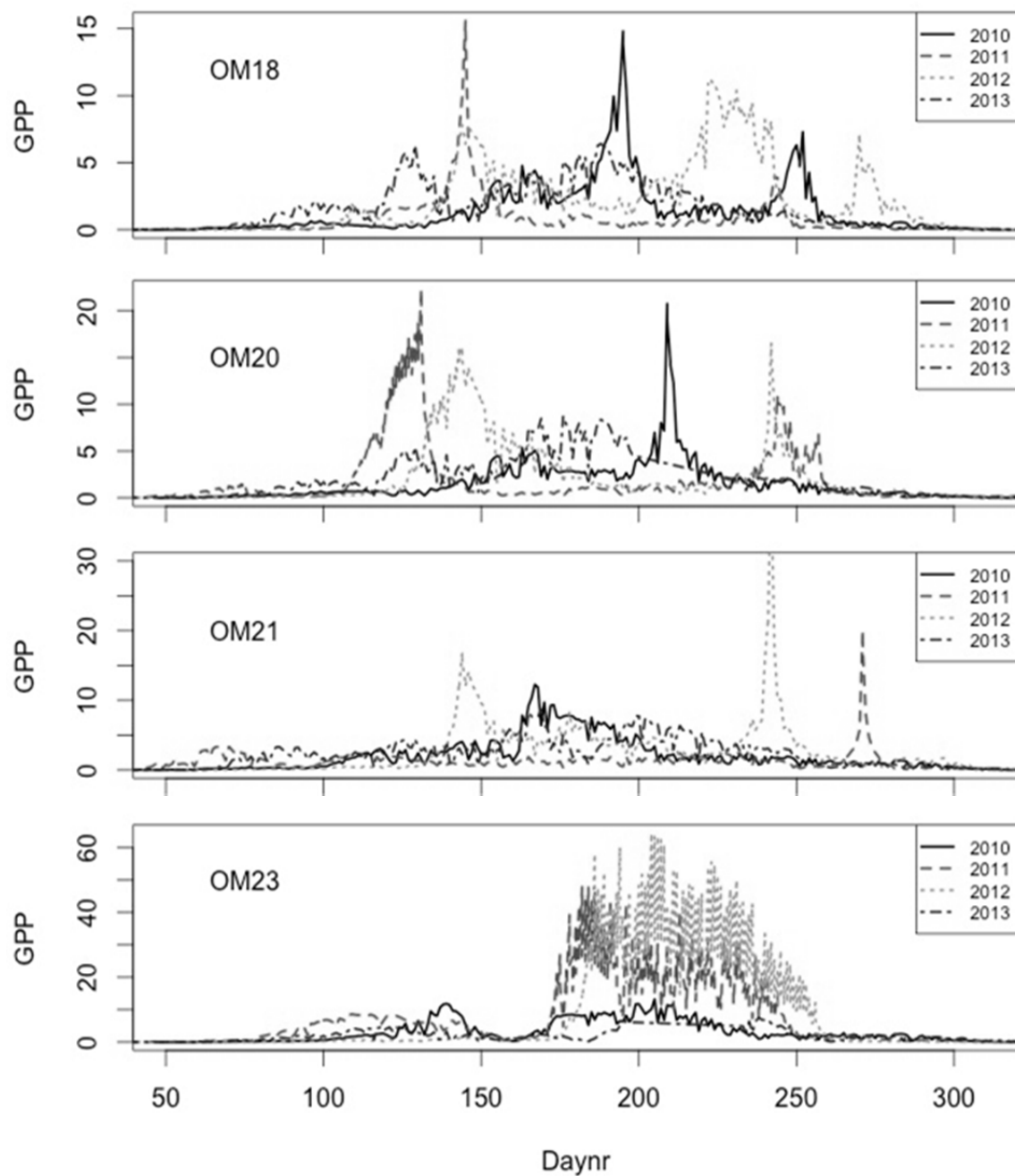
Figuur 6.28 Dagproducties (GPP (gC m⁻²d⁻¹)) voor de stations in de Westerschelde. WS1=Vlissingen, WS4=Terneuzen, WS6=Hansweert, WS10=Bath.

De dagproducties in de Westerschelde vertonen een grillig beeld (Figuur 6.28). Vreemd genoeg is in Vlissingen (WS1) geen duidelijke voorjaarsbloei waarneembaar, maar vindt het merendeel van de productie plaats in de zomer, terwijl in de andere stations de productie vooral plaatsvindt tussen dag 90 en 150. Ook is duidelijk dat per station de verschillen tussen de jaren enorm is, een verschil veroorzaakt door zowel variabele fytoplanktonbiomassa's en variatie in dagelijkse instraling tussen de jaren.



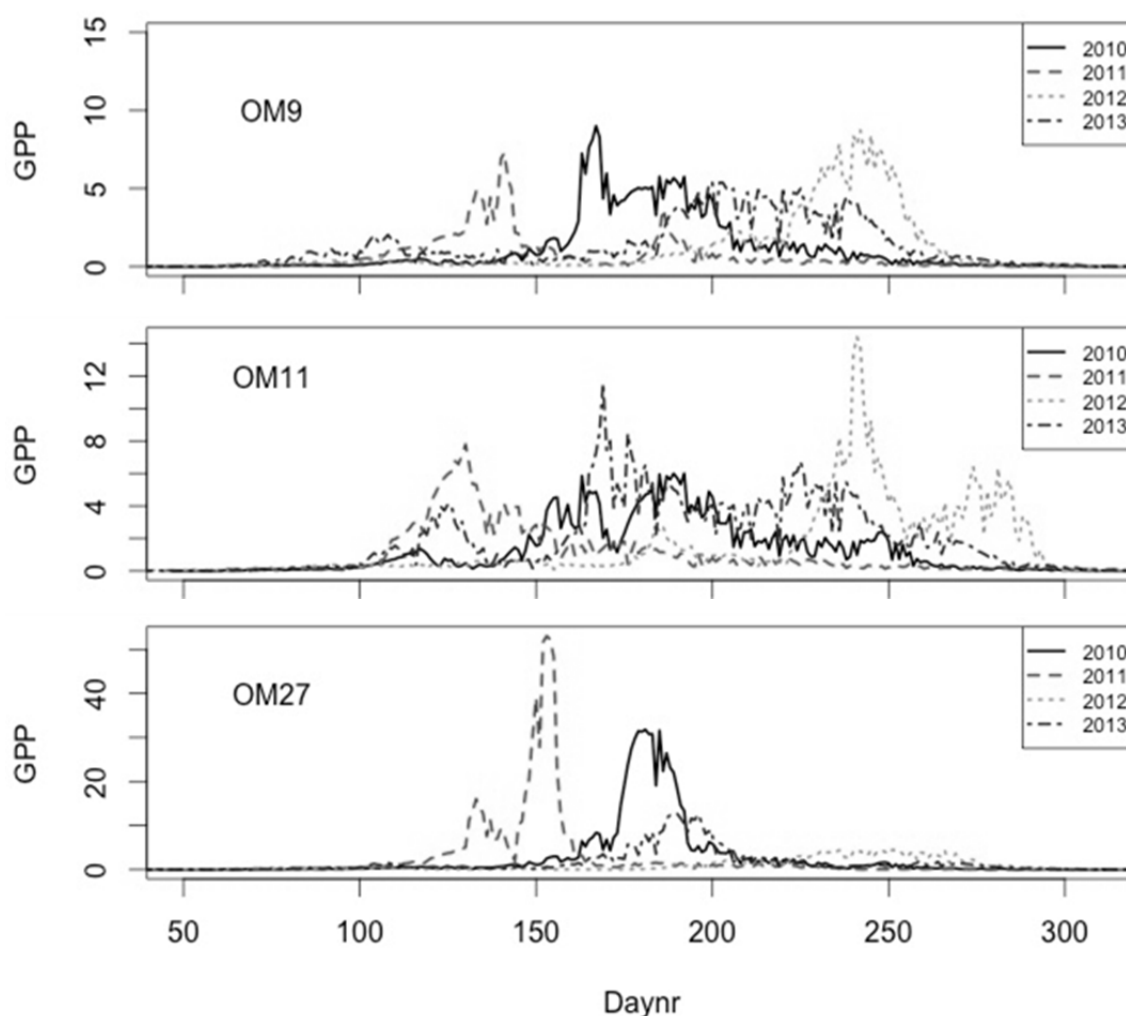
Figuur 6.29 Dagproducties (GPP (gC m-2d-1) voor de stations Westerschelde/Zeeschelde. WS11=Zandvliet, WS14=Antwerpen, WS15=Hoboken, WS16=Rupelmonde, WS17=Temse.

Terwijl het seizoenspatroon bij de grens (WS11, Zandvliet) vergelijkbaar is met dat van de overige stations in de Westerschelde (Vlissingen uitgezonderd) verschuift de fytoplanktonbloei stroomopwaarts van Zandvliet richting zomer en is ook in de late zomer waarneembaar (Figuur 6.29). Ook in deze stations is de productie tussen de jaren groot.



Figuur 6.30 Verloop dagproducties drie verschillende stations Zeeschelde. OM18 =Dendermonde , OM20=Appels , OM21=Uitbergen , OM23=Melle

Stroomopwaarts van Temse begint de fytoplanktonbloei weer wat eerder in het jaar, waarschijnlijk een gevolg van de verbetering van het lichtklimaat, maar het patroon is grillig en verschilt enorm van jaar tot jaar. Wel is de primaire productie van deze stations veel hoger dan die in de overgang Westerschelde-Zeeschelde.

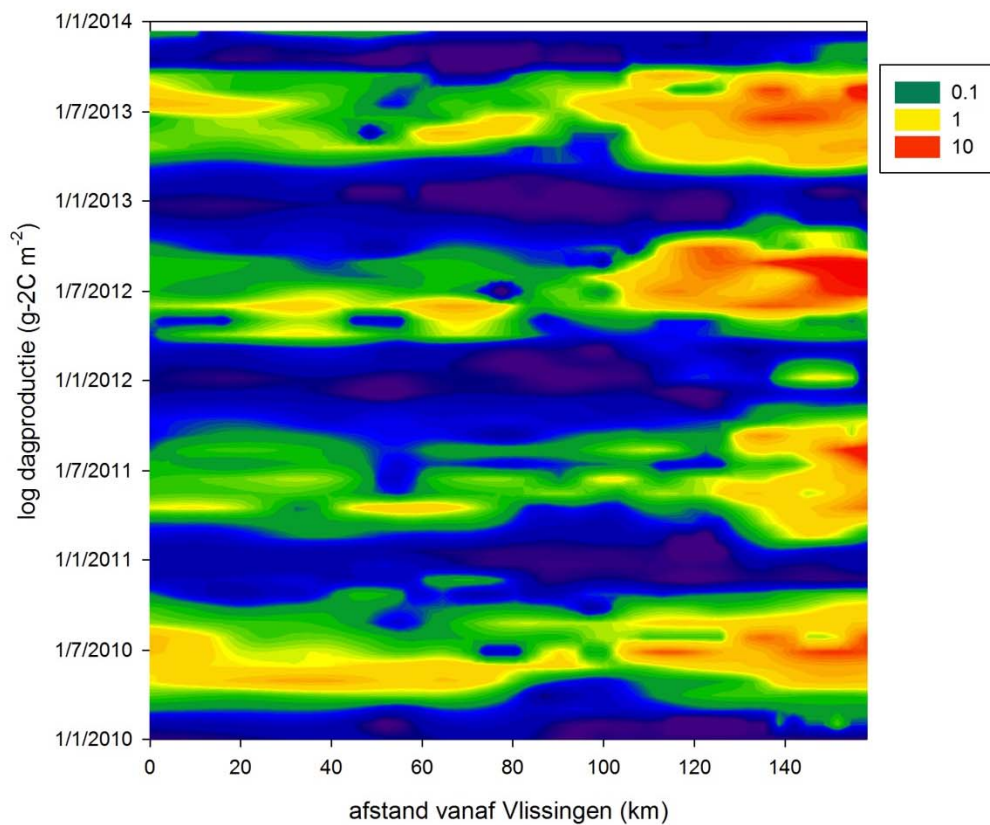


Figuur 6.31 Verloop dagproducties drie verschillende zijrivieren van de Zeeschelde. OM =Boom , OM11=Dijle, OM27=Nete

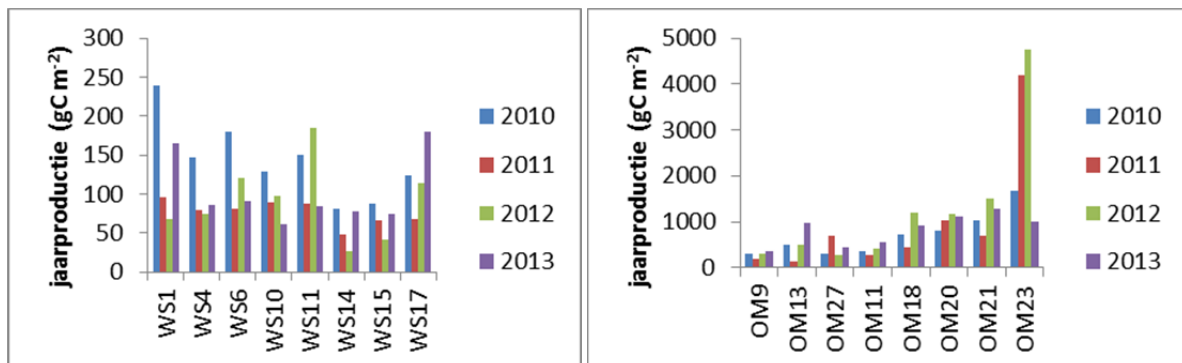
Fytoplankton in de zijrivieren vertonen een beeld vergelijkbaar met de stations OM18-OM21 (Figuur 6.30). Opvallend is dan in OM27 (in de Nete) geen duidelijke bloei is waar te nemen tussen dag 200 en 300, terwijl dit voor de andere stations in de zijrivieren wel het geval is. De maximale dagproducties in de Nete zijn hoger dan die in Boom (OM9, in de Rupel) of dan die van Dijle (OM11, in de Dijle).

Alle dagproducties zijn samengevat in Figuur 6.32, waar de dagproducties zijn geplot in een contourplot. De waarden zijn geplot als logwaarden om de verschillen duidelijk te maken. De stations in de zijrivieren zijn weggelaten. Duidelijk is dat dat het gebied tussen ~ 80 en 100 km (ongeveer Antwerpen en Temse) een gebied is met lage producties, een gevolg van de hoge turbiditeit en de overgang van zoet naar zoutwater. In de monding (0-20 km) is de productie hoger in 2010 en 2013 duidelijk hoger dan in de rest van het marine gedeelte van de Westerschelde. De productie in 2011 is duidelijk lager dan in de andere jaren, terwijl de hoogste productie in 2010 werd gemeten. Vanaf Dendermonde en stroomopwaarts verbreedt de duur van de bloei sterk, en worden de hoogste dagproducties bereikt.

Fytoplankton dagproducties



Figuur 6.32 Contourplot dagelijkse primaire productie(log getransformeerd) in de periode 2010-2013. Ontbrekende waarden zijn zwart ingekleurd.



Figuur 6.33 Jaarproducties verschillende stations in 2010 en 2011. Omdat de verschillen in de Westerschelde en de Zeeschelde groot zijn, is de serie ze gesplitst in 2 grafieken. De Y-as van de Zeeschelde heeft dus een ander Y-as bereik.

Tabel 6.7 Jaarproducties voor de verschillende stations.

Km	Station	stationsnaam	2010	2011	2012	2013
0	WS1	Breskens	240	95	67	166
20	WS4	Terneuzen	146	79	74	87
38	WS6	Hansweert	179	81	121	92
58	WS10	Bath	128	89	98	62
63	WS11	Zandvliet	151	88	186	84
84	WS14	Antwerpen	81	49	27	78
92	WS15	Hoboken	88	66	41	75
104	WS17	Temse	124	67	113	181
105	OM9	Boom	305	181	302	361
110	OM13	Lippenbroek estuarien	492	147	491	963
111	OM27	Dijle	307	705	260	432
113	OM11	Nete	345	273	411	549
128	OM18	Dendermonde	721	437	1205	910
135	OM20	Appels	794	1035	1182	1108
144	OM21	Uitbergen	1027	699	1507	1267
158	OM23	Melle	1679	4183	4757	987

De jaarproducties zijn grafisch weergegeven in Figuur 6.33 en als getal in Tabel 6.7. De neerwaartse trend in de Westerschelde tussen station WS1 en WS15 lijkt in 2013 weer om te buigen omdat de producties in dit deel van de Westerschelde in 2013 hoger zijn dan in 2011 en 2012, maar nog steeds lager dan in 2010. De data hier gepresenteerd wijken hier en daar af van die eerder gerapporteerd. Dit is hoogstwaarschijnlijk het gevolg van het feit dat de dagproducties zijn herberekend na het corrigeren van uitschieters. Dat de gevolgen voor de jaarproductie in sommige stations aanzienlijk kan zijn betekent dat er een strengere controle moet komen op de ruwe data, maar toont ook het gevaar aan van “undersampling”, aangezien er maar een gering aantal correcties is uitgevoerd.

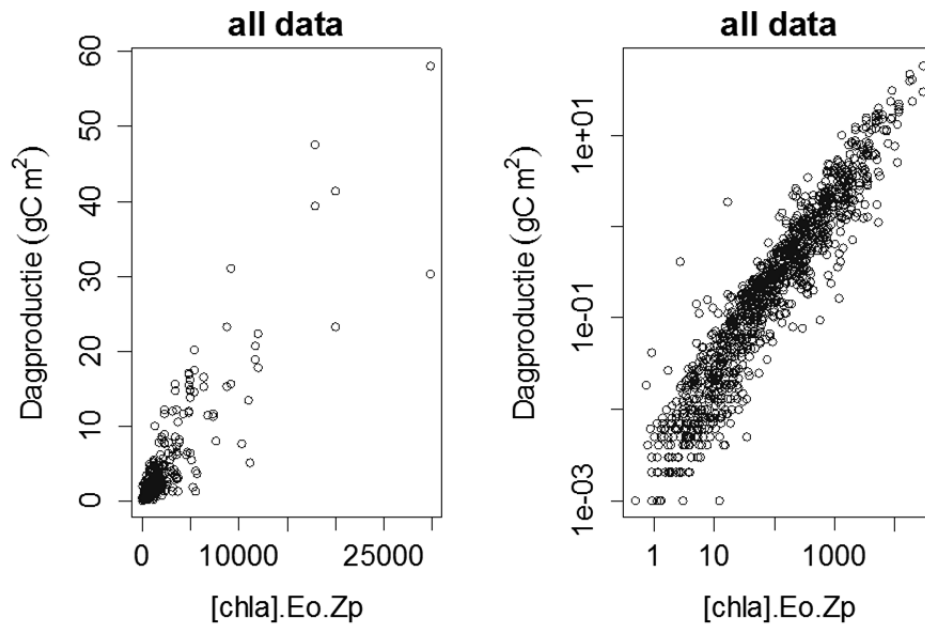
6.3.8. Is het mogelijk om primaire productie te schatten uit het chlorofyl gehalte, de dagelijkse lichtinstraling en de fotische diepte?

Een mogelijke wijze om te kijken of de oorzaak van de verschillen in dagelijkse primaire productie aan abiotische of biologische factoren zijn toe te wijzen is te verkrijgen door te onderzoeken of andere factoren dan aan troebelheid of instraling een rol spelen. Om dit te doen is de primaire productie berekend als functie van de chl a concentratie, de som van de dagelijkse instraling (E_o) en de fotische diepte, berekend als $4.6/K_d$ (Cole and Cloern 1984, Kromkamp and Peene 2005):

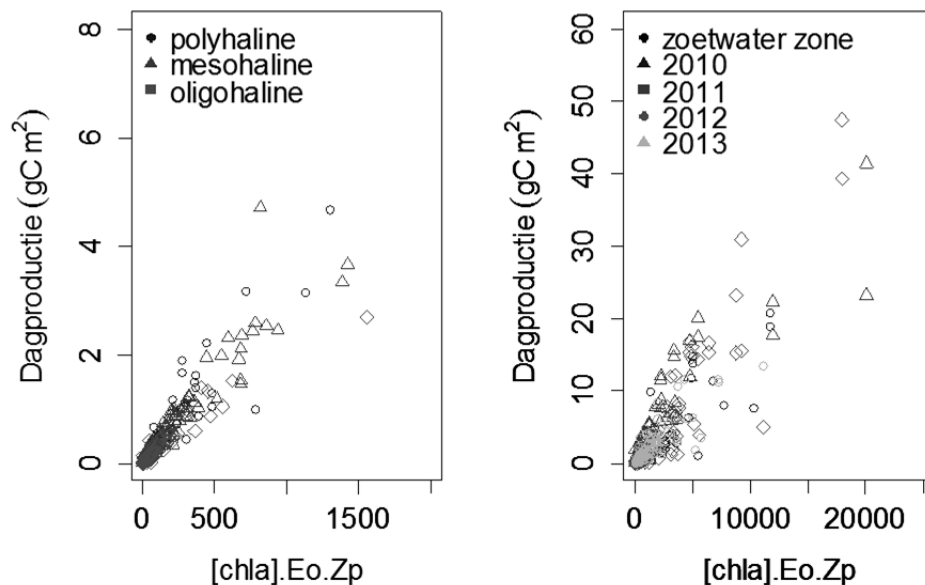
$$GPP = [chl a] \cdot E_o \cdot 4.6/K_d.$$

Vervolgens zijn de data voor alle stations uit 2010 t/m 2013 op deze manier berekend en tegen elkaar uitgezet (Figuur 6.34). Hierbij is de dataset gesplitst in de volgende zones:

- Polyhaline zone: stations WS1 en WS4
- Mesohaline zone: stations WS6 t/m WS11
- Oligohaline zone: station WS14 en WS15
- Zoete zone: alle overige stations.



Figuur 6.34 GPP geschat uit chl a concentratie, de dagelijkse instraling (Eo) en de fotische diepte ($4.6/K_d$), de diepte tot waar 1% van het licht doordringt en die een proxy is voor het diepte interval vanaf het wateroppervlak waarin fotosynthese mogelijk is. In het rechterpanel zijn dezelfde data geplot als in het linker panel, maar zijn de assen log-getransformeerd.



Figuur 6.35 Relatie tussen de CC-parameter en de gemeten dagproductie voor de verschillende zones in het onderzochte gebied. Voor de zoetwaterzone (rechter panel) is de relatie voor de verschillende jaren apart geplot.

De data in Figuur 6.34 laten een duidelijk lineair verband zien tussen de “Cole&Cloern (CC) parameter en de gemeten dagproductie, waarbij het op het oog lijkt alsof er geen significant verschil is tussen de verschillende regio’s. Echter, de meeste data zitten dicht bij de oorsprong, en dit is duidelijk te zien als de data geplot worden op log-getransformeerde assen. Om deze reden is de zoetwater zone met zijn hoge producties apart geplot van de andere zones in Figuur 6.35, waarbij de relaties voor de zoetwater zijn onderverdeeld in de verschillende jaren. Duidelijk is dat waarden in het zoete deel een

factor 10 hoger liggen dan in het overige deel van de Westerschelde-boven Zeeschelde. Wel is duidelijk dat de spreiding in de relatie tussen GPP en de CC-parameter groter wordt bij hogere waarden.

Uit de figuren is moeilijk op te maken of er verschillen tussen de jaren en stations zitten. Om dit nader te testen zijn 3 verschillende lineaire modellen getest:

M1: $GPP \sim CC$, waarbij CC het product is $[Chl a] \times E_o \times Z_p$

M2: $GPP \sim CC + \text{factor}(\text{zone})$

M3: $GPP \sim CC + \text{factor}(\text{year})$

M4: $GPP \sim CC + \text{factor}(\text{Year}) + \text{factor}(\text{zone})$

Duidelijk is dat de modellen onderling weinig verschillen, en de fit (adjusted r^2) van alle 4 modellen is vrijwel gelijk. Ook het Aikake Information Criterium (AIC) is vrijwel hetzelfde zodat het moeilijk kiezen is uit de modellen. De laagste AIC waarde wordt gevonden voor model M2, hetgeen suggereert dat dit model de beste beschrijving voorspelling levert, maar de verschillen in de slope van de regressie zijn uitermate gering, terwijl de verschillen in de intercepts wat groter zijn. Alle modellen zijn zeer significant.

Model M2 beschrijft de productie als functie van de zone, en volgens de regressieanalyse wijkt alleen de oligohaliene zone significant af, maar de p-waarde is vrij hoog ($p=0.015$). Volgens model M3 zou het jaar 2011 afwijken, maar ook hier is de p-waarde maar nauwelijks significant ($p=0.047$). M4 is een combinatie van M2 en M3, en bevestigt dat 2011 en de oligohaliene zone iets afwijkt. Het feit dat de Cole & Cloern parameter zo een goede voorspelling lijkt te geven voor de primaire productie zou betekenen dat het monitoren van de primaire productie niet nodig zou zijn. Helaas is dit niet waar: de parameter waarden (vooral de slope) voor de jaren 1991 en 2006 waren aanzienlijk hoger (Kromkamp J. C. and Peene 2005), en die van 2006 was ongeveer de helft van de waarden in deze kolom (Kromkamp, unpublished). Dit betekent dat de primaire productiemonitoring dient te worden voortgezet en dat het is aan te bevelen te onderzoeken wat de redenen zijn waarom de parameterwaarden in de Cole & Cloern benadering zo variëren en of dat voorspelbaar is uit de monitoringsgegevens.

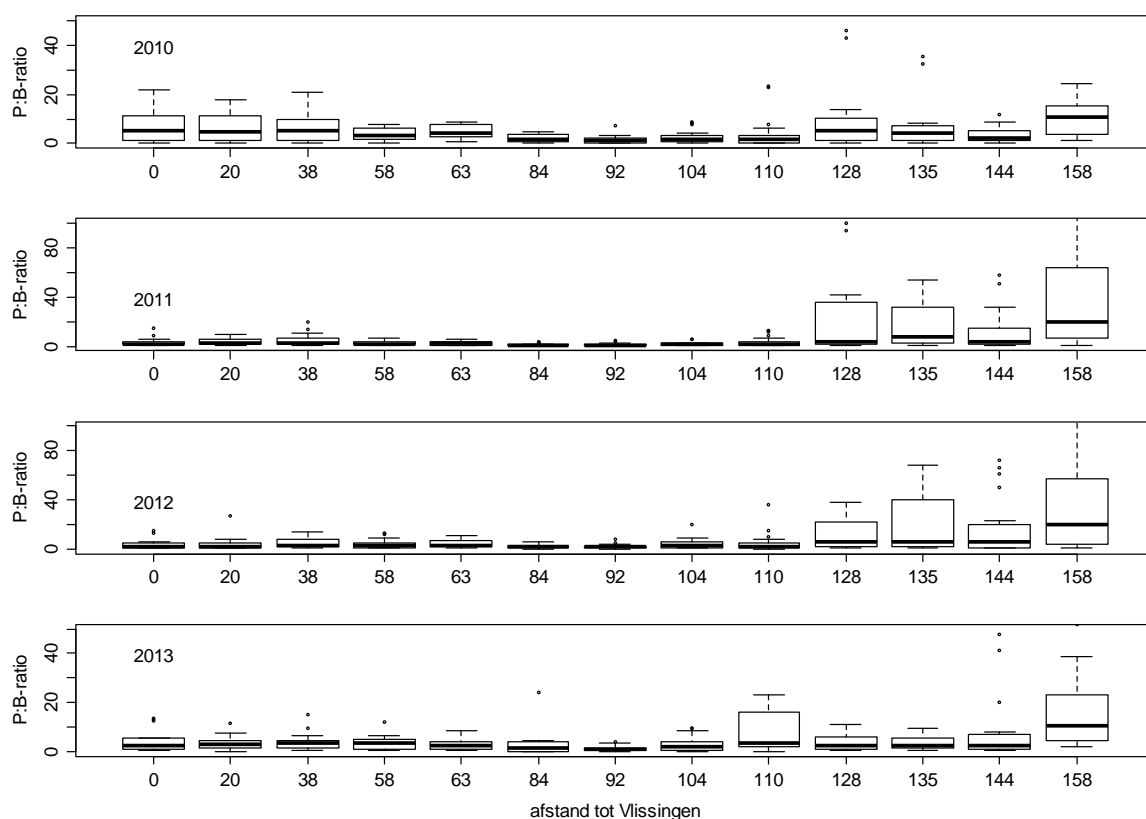
Tabel 6.8 resultaten regressiemodellen Cole&Cloern parameters. De factoren jaar en zone zijn correctiefactoren op het algemene model.

M1	Estimate	Std. Erro	p-value	Pr(> t)	r2-adj	AIC
(Intercept)	2.21E-01	5.46E-02	5.76E-05	***	0.8189	4636.06
ChlEoZp (slope)	1.74E-03	2.40E-05	< 2e-16	***		
M2						
(Intercept)	2.74E-01	7.34E-02	1.97E-04	***	0.8195	4638.11
ChlEoZp (slope)	1.73E-03	2.47E-05	< 2e-16	***		
factor(Zone)Mesohaline	-2.20E-01	1.58E-01	1.63E-01			
factor(Zone)Oligohaline	-2.35E-01	1.80E-01	1.91E-01			
factor(Zone)Polyhaline	-2.20E-01	1.91E-01	2.50E-01			
ChlEoZp:factor(Zone)Mesohaline	1.21E-03	5.58E-04	3.07E-02	*		
ChlEoZp:factor(Zone)Oligohaline	3.15E-04	8.92E-04	7.24E-01			
ChlEoZp:factor(Zone)Polyhaline	1.47E-03	7.86E-04	6.18E-02			
M3						
(Intercept)	2.24E-01	1.15E-01	5.28E-02		0.8256	4598.15
ChlEoZp (slope)	1.50E-03	6.64E-05	< 2e-16	***		
factor(Year)2011	1.32E-01	1.54E-01	3.90E-01			
factor(Year)2012	3.00E-02	1.58E-01	8.50E-01			
factor(Year)2013	4.07E-02	1.61E-01	8.00E-01			
ChlEoZp:factor(Year)2011	3.61E-04	8.26E-05	1.37E-05	***		
ChlEoZp:factor(Year)2012	2.88E-04	7.35E-05	9.34E-05	***		
ChlEoZp:factor(Year)2013	-1.18E-04	1.06E-04	2.64E-01			
M4						
(Intercept)	3.01E-01	1.26E-01	1.68E-02	*	0.8269	4595.49
ChlEoZp (slope)	1.48E-03	6.68E-05	< 2e-16	***		
factor(Year)2011	1.58E-01	1.53E-01	3.03E-01			
factor(Year)2012	4.43E-02	1.58E-01	7.79E-01			
factor(Year)2013	7.92E-02	1.61E-01	6.22E-01			
factor(Zone)Mesohaline	-3.23E-01	1.55E-01	3.75E-02	*		
factor(Zone)Oligohaline	-3.24E-01	1.77E-01	6.68E-02			
factor(Zone)Polyhaline	-3.24E-01	1.88E-01	8.51E-02			
ChlEoZp:factor(Zone)Mesohaline	1.34E-03	5.47E-04	1.47E-02	*		
ChlEoZp:factor(Zone)Oligohaline	3.18E-04	8.75E-04	7.16E-01			
ChlEoZp:factor(Zone)Polyhaline	1.65E-03	7.72E-04	3.26E-02	*		
ChlEoZp:factor(Year)2011	3.69E-04	8.24E-05	8.20E-06	***		
ChlEoZp:factor(Year)2012	3.04E-04	7.35E-05	3.77E-05	***		
ChlEoZp:factor(Year)2013	-1.31E-04	1.05E-04	2.12E-01			

6.3.9. Productie: biomassa (P:B) relaties

Chl a en GPP geven respectievelijk een idee over de fytoplanktonbiomassa en de C-fixatie door die fytoplanktonbiomassa, maar om een idee te krijgen van de specifieke activiteit kan men beter de P:B-ratio berekenen. Deze P:B ratio's (mg C (mg Chl a)⁻¹dag⁻¹) geven een indruk van de productie per eenheid Chl a . Deze getallen zijn berekend door de dagproductie te delen door het Chl a gehalte in de waterkolom. Het grote verschil met de fotosynthese parameters is, is dat de P:B-ratio een integratie geeft over de activiteit over de hele waterkolom, terwijl de P/I-parameters uitdrukking geven aan de specifieke activiteit als functie van de lichtintensiteit. De P:B-ratio is daarom bruikbaar als goede

indicator voor het functioneren van het fytoplankton. In een systeem waar de nutriënten beschikbaarheid de productie reguleert zal een hoge turnover van het fytoplankton als gevolg van begrazingsactiviteit leiden tot een hoge productie en P:B-ratio, maar de fytoplankton biomassa kan klein zijn omdat het continu wordt weg gegraasd. De graasdruk kan zo intens zijn dat nutriënt-limitatie nauwelijks nog optreedt vanwege de hoge turnoversnelheid. De situatie in de Oosterschelde is hiervan een voorbeeld (Smaal et al. 2013). Als de P:B-ratio laag is kan dat zijn omdat het systeem zeer troebel is (waardoor de respiratie hoog is en er dus een groot verschil is tussen bruto en netto primaire productie), maar het kan ook een gevolg zijn van een zeer eutrofe situatie waarin de biomassa hoog is, en de verliezen laag (in geval van algen/cyanobacteriën) die slecht begraasd worden.

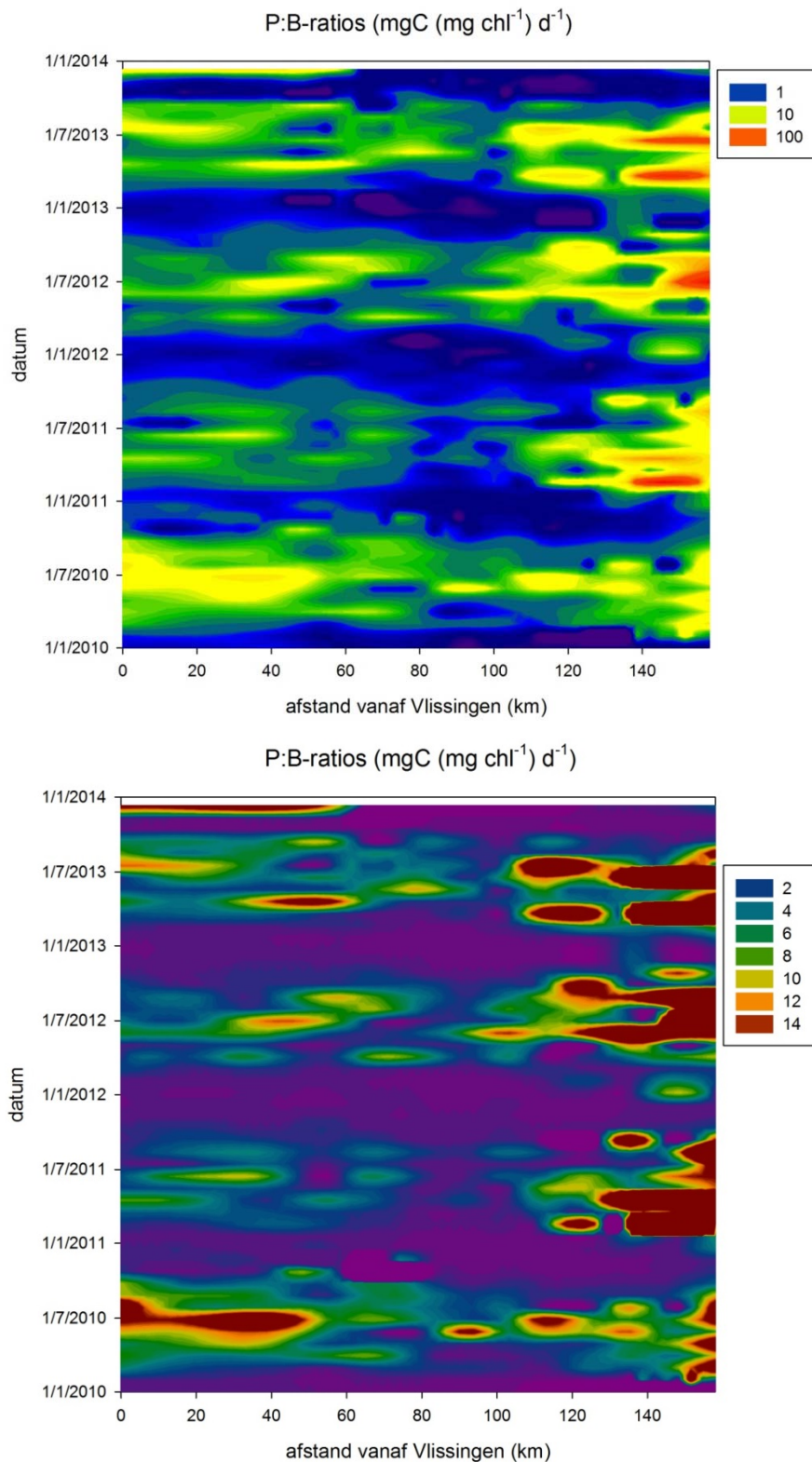


Figuur 6.36 Boxplot P:B-ratio's. De P:B-ratios in de zijrivieren van de Schelde ontbreken omdat de gemiddelde dieptes ontbreken.

De hoogste waarden worden gevonden in het marine deel tussen Vlissingen en Bath, vooral in 2010 en bij de laatste 4-5 stations stroomopwaarts (vooral Uitbergen en Melle). Vooral in 2011 en 2012 worden hoge P:B-ratio's waargenomen stroomopwaarts van Dendermonde (km 128).

Als wordt aangenomen dat het C:Chl *a* gehalte 30 is dan kan men een indruk krijgen van de specifieke groeisnelheid van de algen door de P:B-ratio te delen door 30 (Wetsteijn & Kromkamp 1994). Een P:B ratio van 10 komt in dat geval overeen met een groeisnelheid van ongeveer 0.33 dag^{-1} . In de zomer worden dubbele waarden waargenomen, hetgeen betekent dat gedurende korte tijd het fytoplankton ondanks de troebelheid toch redelijke groeisnelheden bereikt van $0.6\text{-}0.7 \text{ dag}^{-1}$ (hetgeen overeenkomt met verdubbelingstijden van 1-1.15 dagen). Hierbij moet bedacht worden dat het hier gaat om bruto producties in de fotische zone en dat deze getallen wat kleiner zullen worden na correctie voor respiratie. **In het meest troebele deel is de P:B-waarde in het groeiseizoen gemiddeld ongeveer 3.5, hetgeen overeenkomt met een bruto groeisnelheid van 0.08 dag^{-1} . Dit is zeer laag, en het moge duidelijk zijn dat een verdere vertroebeling groei in dit deel van de Schelde**

waarschijnlijk onmogelijk maakt. Als er al netto groei is, dan is die ongetwijfeld lager dan de doorspoelsnelheid van het compartiment, waardoor er geen netto fytoplankton productie in dat compartiment mogelijk is.

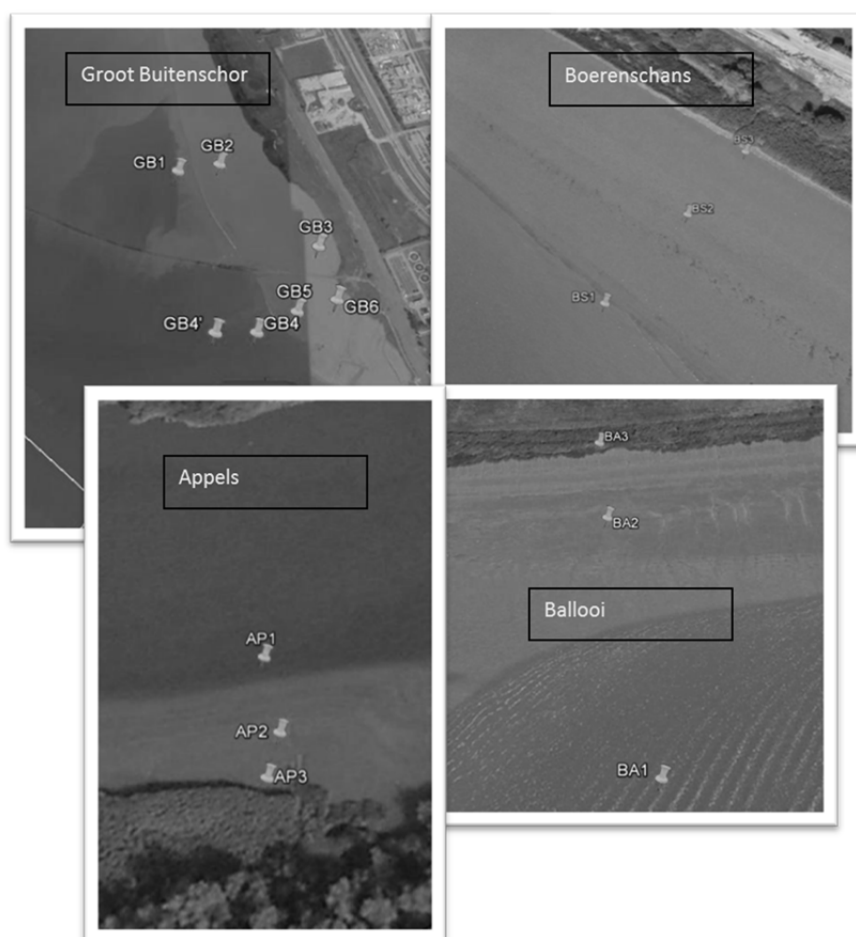


Figuur 6.37 P:B waarden als functie van tijd en plaats: Boven: P:B-waarden op log-schaal; Onder: P:B-ratio's tussen 0 en 15 mgC(mg Chla)-1d-1. Alle waarden > 15 mgC(mg Chla)-1d-1 hebben dezelfde kleur.

Het verloop over het seizoen en de verschillende jaren is zichtbaar in Figuur 6.36. Het algemene beeld is zichtbaar in het bovenste panel (waarden op log-getransformeerde as). Hierin is duidelijk zichtbaar dat de hoogste waarden stroomopwaarts van Uitbergen liggen. Om meer inzicht te krijgen in de lager waarden zijn de P:B-ratio's ook lineair geplot waarbij alle waarden $> 15 \text{ mgC}(\text{mg Chl}a)^{-1}\text{d}^{-1}$ zijn afgetopt. In het marine deel worden in begin juli 2010 nog redelijk hoge P:B-ratio's waargenomen, maar de jaren daarna is worden die niet meer gezien afgezien van een korte bloei tussen Vlissingen en Terneuzen in juli 2013, en een voorjaarsbloei rond Hansweert in 2014. P:B ratio's > 15 worden alleen systematisch waargenomen stroomopwaarts van Temse.

6.4. Microfytobenthos (in samenwerking met Jeroen van Wichelen, Universiteit Gent)

6.4.1. Monsterlocaties en methoden.



Figuur 6.38 Overzicht monsterlocaties voor microfytobenthos staalname. I.h.a. zijn de afstanden tussen de stations variabel. Op Appels en Ballooi is het intergetijdengebied smal en bedraagt de afstand enkele 10-tallen meters. Bij Boerenschans is dat ongeveer 50 m, en bij Groot Buitenschor is de afstand tussen de meeste stations ongeveer 120-150m, m.u.v. de afstand tussen GB2 en GB3, die 400 m uit elkaar liggen.

Monsterlocaties en methoden is ongewijzigd overgenomen uit het vorige rapport. Het bemonsteren van de 4 verschillende locaties langs de Zeeschelde en Schelde neemt een volle dag in beslag. Bij

iedere locatie wordt ook een fles water uit de Schelde bemonsterd. Direct na aankomst in het lab wordt het water uit deze fles gefilterd over een Whatmann GF6 glasvezelfilter en dit gefilterde water wordt gebruikt bij het maken van de slurries.

Stalen voor microfytobenthos (MPB) pigmenten worden genomen m.b.v. de contact core methode door Jeroen van Wichelen van de Universiteit in Gent. Bij deze methode wordt de bovenste 2 mm van het sediment bevroren met stikstof. De monsters worden na extractie geanalyseerd m.b.v. de HPLC. De stalen voor de fotosynthese meting worden in het donker in een koelbox bewaard en bewaard in de koelkast tot de ochtend van de volgende morgen, waarna de fotosynthese metingen worden ingezet. Van ieder station wordt het oppervlak van 3 cores gecombineerd, waarvan een deel wordt gebruikt. Voor aanvang van de fotosynthese metingen worden de monsters verdund met het gefilterde zeewater (75 ml) en van deze slurries wordt 2 ml gepipetteerd in 20 ml glazen scintillatie potjes. De monsters worden geïncubeerd voor 30 minuten bij 10 verschillende lichtintensiteiten, waarna de reactie wordt gestopt door aanzuren met geconcentreerd HCl. Na minimaal 12 uur uitdampen in een zuurkast wordt 18 ml Ultima Gold MV (Perkin Elmer) scintillatievloeistof toegevoegd en wordt de radioactiviteit bepaald m.b.v. een scintillatieteller. Verder wordt dezelfde werkwijze gevolgd als die gebruikt wordt voor het fytoplankton.

Omdat er geen fotoinhibitie is waargenomen en de Eilers&Peeters fitmethode daarom soms geen oplossing kon vinden is gekozen om de data te fitten met het model van (Webb et al. 1974):

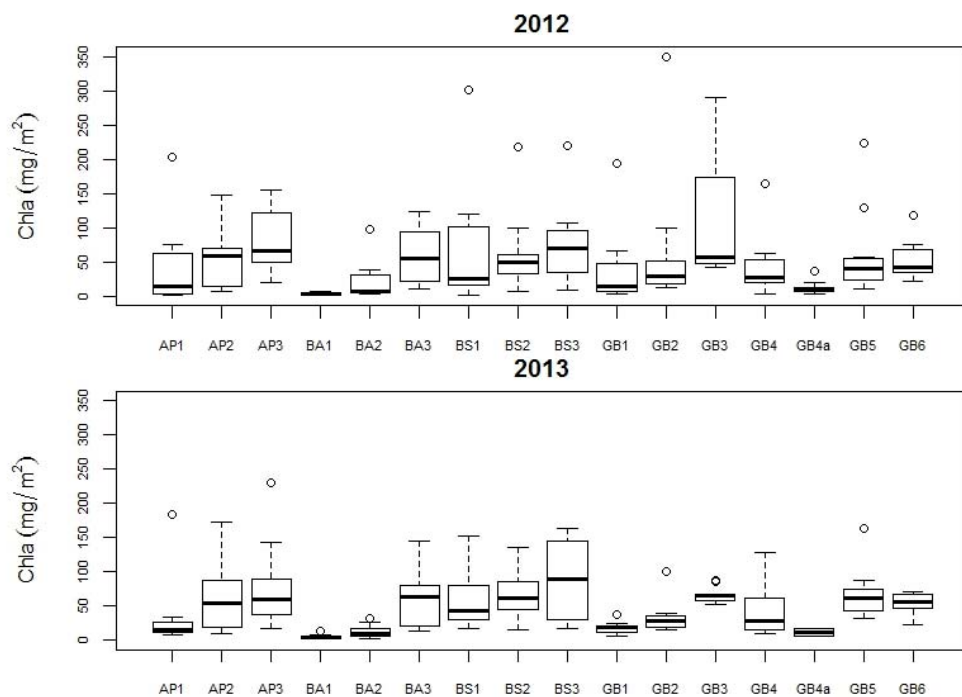
$$P^B = P_{\max}^B (1 - \exp(-\alpha^B \cdot E/P_{\max}^B))$$

6.4.2. Resultaten MPB biomassa

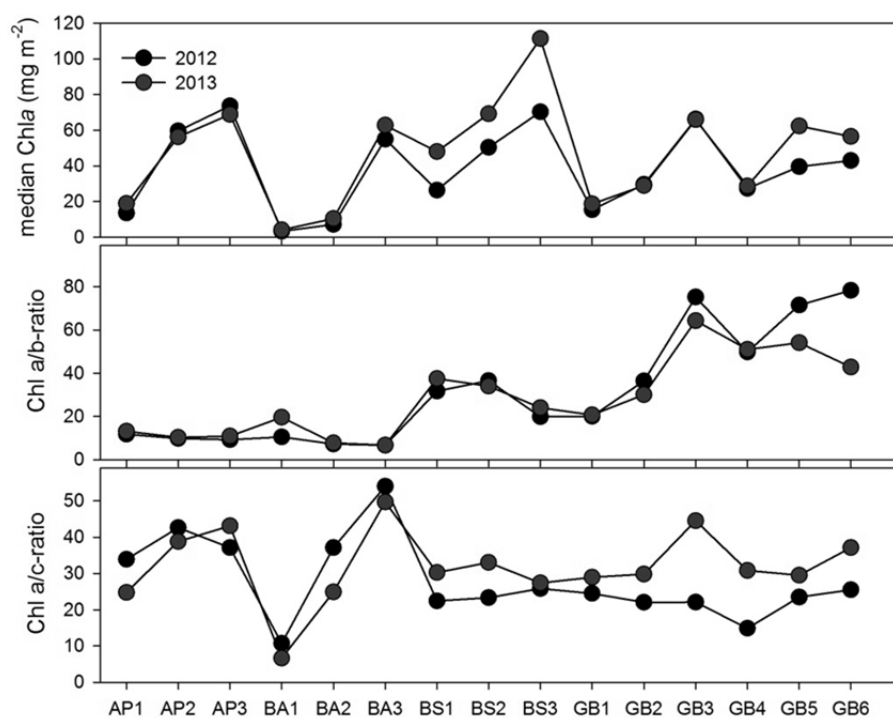
In Figuur 6.39 is een overzicht gegeven van de variatie in het Chl *a* gehalte. Er zijn grote variaties tussen de stations in op dezelfde locatie. In het algemeen is de biomassa van de hoog in het intertidaal gelegen station (AP3, BA3, BS3, GB3 en GB6) hoger dan de lager gelegen stations. Vooral in de locaties Appels (AP), Ballooi (BA) en Boerenschans (BS) is er een gradiënt van lage naar hogere biomassa te zien van laag tidaal naar hoog tidaal te zien. Ook het transect ten westen van de strekdam in Groot Buitenschor (GB1-3) laat dit duidelijk zien, terwijl het op het transect ten oosten minder duidelijk zichtbaar is: de verschillen tussen GB5 en GB6 lijken niet significant. Omdat GB4a erg laag in het intertidaal lag, is dit vaak niet bemonsterd, maar dat de concentraties lager zijn is wel volgens het verwachte patroon.

Uit de boxplots is moeilijk te zien of er grote verschillen zijn in biomassa per station tussen 2012 en 2013. In Figuur 6.40 zijn daarom de mediane waarden geplott. Op de stations Appels en Ballooi zijn de mediane waarden in 2012 en 2013 gelijk, maar in Boerenschans zijn de mediane waarden in 2013 wat hoger. Dit geldt ook voor GB4 en GB5.

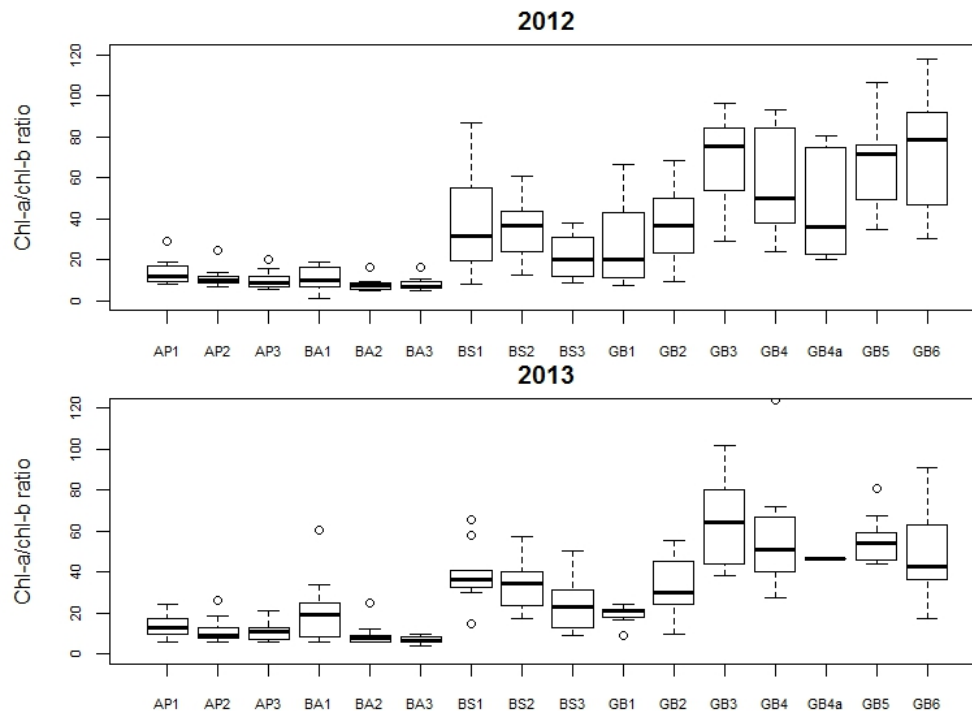
Om een indruk te krijgen van de relatieve bijdrage van groenalgen en diatomeeën zijn de mediane chl *a/b* en chl *a/c* ratios berekend. Duidelijk is te zien dat op de stations AP en BA groenalgen de dominante bron zijn omdat de chl *a/b* ratio daar laag zijn (Figuur 6.41). Het intertidaal van BS is armer aan groenwieren alhoewel het hoog in het intertidaal gelegen BS3 meer groenalgen bevat dan de lager in het intertidaal gelegen stations. De MPB samenstelling van de functionele (pigment) groepen in GB1 en GB2 lijken op die van BS, maar de bijdrage van Chl *b* neemt nog verder in stations GB3 t/m GB5. Het is opmerkelijk, dat de groei van een flinke *Vaucheria* mat in de nabijheid van GB5 niet leidt tot een verlaging in de chl *a/b* ratio. Kennelijk worden de pigmenten dusdanig snel afgebroken dat die niet in het sediment van GB5 en GB6 zijn waar te nemen.



Figuur 6.39 Variaties in chla (top). De data zijn gebaseerd op maandelijkse staalname (Jan-Dec) en zijn verkregen via Jeroen van Wichelen van de Universiteit Gent. Het station GB4'a is slechts enkele malen bemonsterd omdat het meestal onder water lag en zal hier verder buiten beschouwing worden gelaten.



Figuur 6.40 Mediane waarden voor de Chla concentratie (top), de chl a/b ratio (midden) en de chl a/c ratio (onderste paneel).



Figuur 6.41 Boxplot van chl a/b ratios als indicator voor de relatieve abundantie van groene algen.

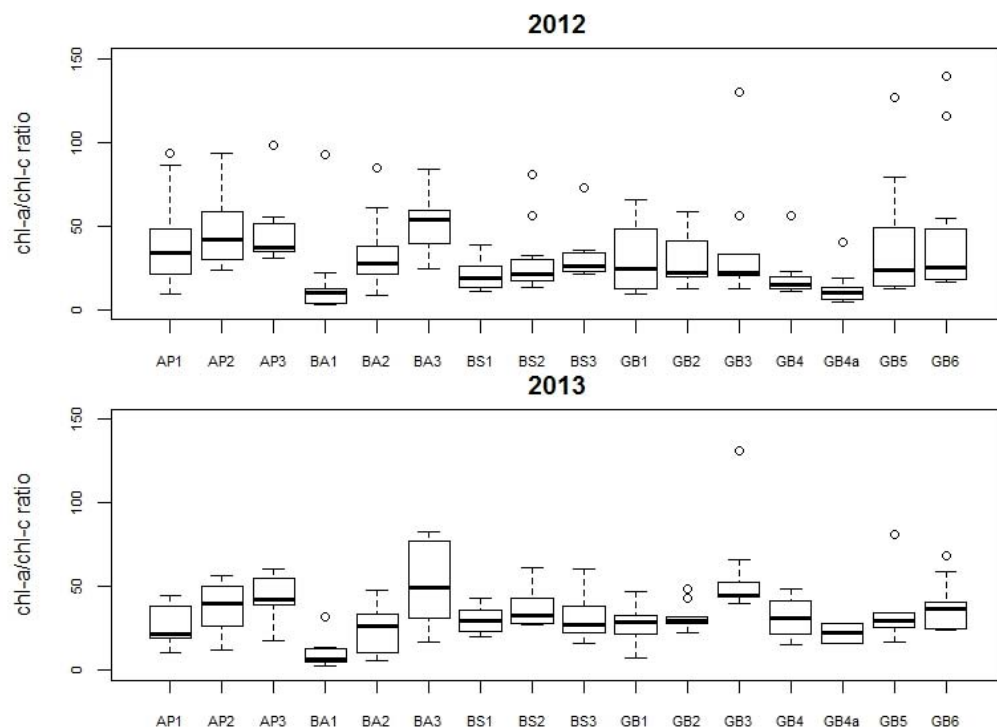
De hoge concentratie aan Chl**b** werd veroorzaakt door hoge concentraties aan *Euglena* sp. die het sediment vrijwel het gehele seizoen groen kleurde, vooral op de stations AP1, AP2, BA1 en BA2 (Figuur 6.42).



Figuur 6.42 Foto van het intertidaal van Ballooi (BA). Foto van 30 mei 2012.

De mediane Chl *a/c* ratio laat zien dat het lage intertidaal van BA (BA1) gedomineerd lijkt te worden door diatomeeën, omdat hier de chl *a/c* ratio laag is, en vervolgens toeneemt (dus minder Chl*c* t.o.v. Chl*a*) richting hoger gelegen stations (Figuur 6.43). Als de relatieve abundantie van diatomeeën zou toenemen zou die van de groenwieren moeten afnemen. Echter, het is opvallend is dat de omgekeerde tendens nauwelijks wordt waargenomen in de Chl *a/b* ratio's. De chl*a/c* ratio's op het intertidaal van BS en GB lijken in het algemeen sterk op elkaar. Op het oog zijn deze gedomineerd door diatomeeën, en in dat opzicht is het vreemd dat de ratio's op deze plekken zo overeenkomen met die van Appels. Het lijkt erop als of Chl *a/c* ratio een minder duidelijke predictor is van de

samenstelling van het microfytobenthos dan de Chl *a/b* ratio. Een microscopische analyse van de soortensamenstelling zou meer duidelijkheid kunnen verschaffen.



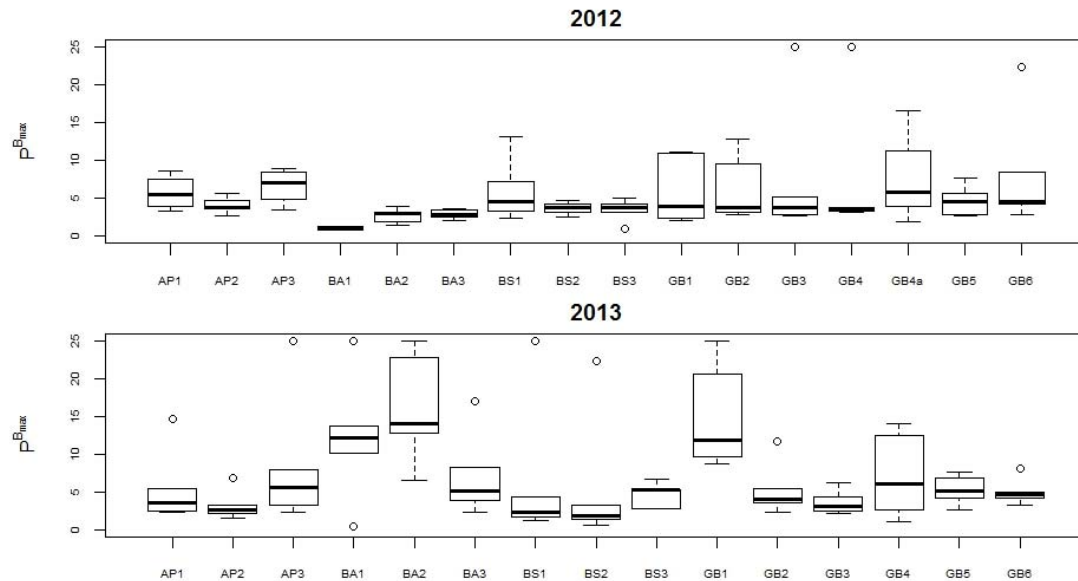
Figuur 6.43 Boxplot van chl *a/c* ratios als indicator voor de aanwezigheid van diatomeeën.

In het rapport van de Universiteit van Gent zal meer informatie worden gegeven over soortensamenstelling en de pigmentconcentraties.

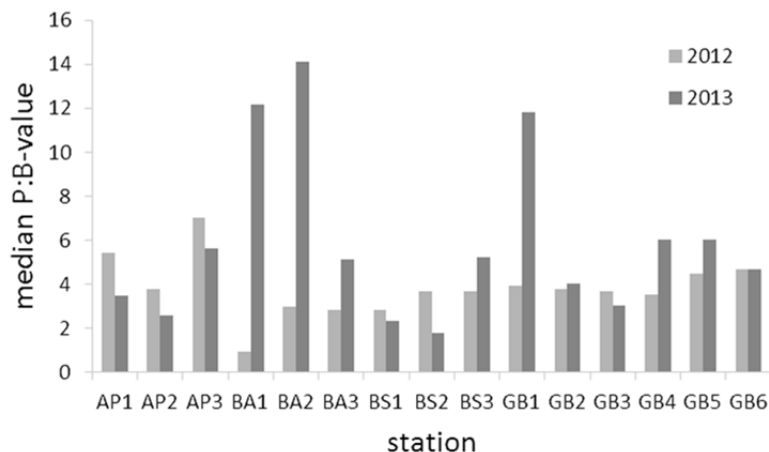
6.4.3. Vergelijk MPB fotosynthese parameters

De variatie in de maximale fotoynthese capaciteit (P_{max}^B) voor de verschillende stations in 2012 en 2013 staat weergegeven in Figuur 6.44. De variatie in de parameters is in 2013 veel groter dan in 2013. De reden hiervan is niet duidelijk omdat dezelfde procedure is gevolgd. Vooral in BA1, BA2 en GB1 vertonen hoge P_{max}^B waarden. De mediane waarden voor P_{max}^B zijn geplot in Figuur 6.45. Terwijl voor AP de mediane waarden in 2013 lager zijn dan in 2013, geldt voor BA het omgekeerde patroon. Voor BS en GB is geen duidelijk patroon waarneembaar.

De initiële helling van de fotosynthese lichtcurve, α^B (Figuur 6.46), vertoont hetzelfde patroon als P_{max}^B , met als gevolg dat de I_k waarden redelijk constant zijn. Alleen die van GB6 heeft een duidelijk lagere mediane waarde.



Figuur 6.44 Boxplots van PB_{max} van de verschillende stations. Het station zonder label is GB4a (=GB4') en dit station is slechts een enkele maal bemonsterd in 2012 omdat het vaak onder water lag. In 2013 zijn van dit stations geen fotosynthese metingen meer uitgevoerd.

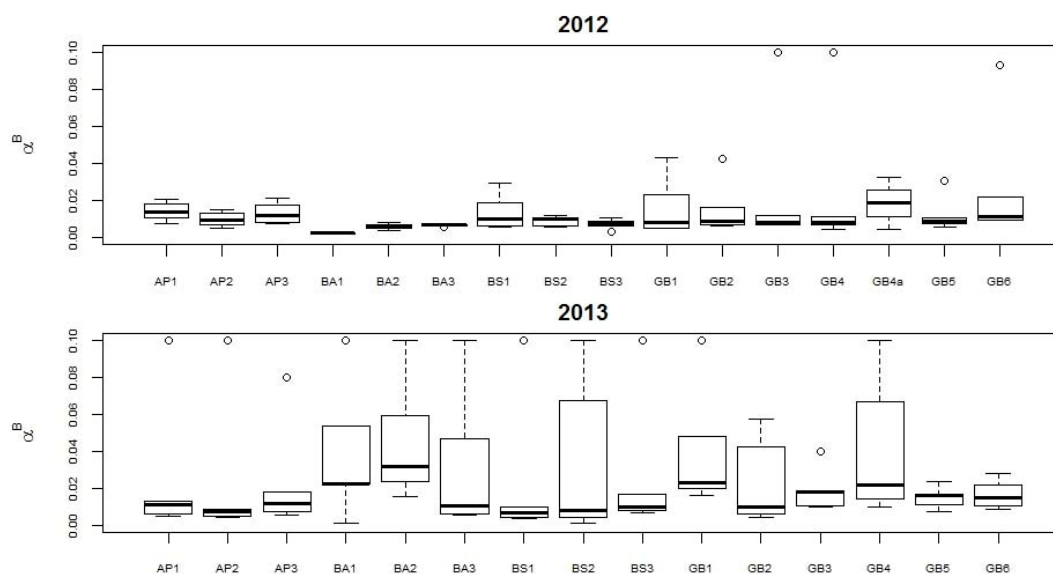


Figuur 6.45 Mediane PB_{max} waarden voor 2012 en 2013.

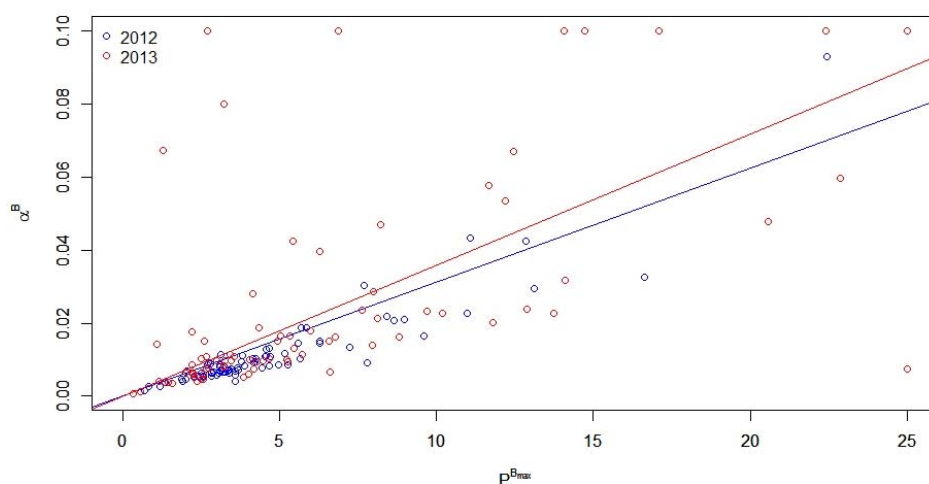
Een vergelijking tussen de variatie in Ik ($=PB_{max}/\alpha^B$) laat zien dat de spreiding in Ik in 2013 groter is dan in 2014. Dit is volgens verwachting omdat zowel PB_{max} als α^B een grotere spreiding vertonen in 2013. Omdat α^B niet normaal verdeeld is, maar relatief veel hoge waarden vertoont, vertoont Ik relatief veel lage waarden. Maar de mediane waarden in beide jaren lijken vergelijkbaar, m.u.v. GB3 en GB4 die in 2013 duidelijk lagere waarden laten zien dan in 2014.

In het vorige rapport werd aangetoond dat α^B en PB_{max} rechtstreeks aan elkaar gerelateerd waren (Figuur 6.47), en dit type relatie wordt Ik onafhankelijke variabiliteit genoemd door (Behrenfeld et al. 2004), volgens de auteurs een gevolg is van veranderingen in het gebruik van reductie-equivalenten en niet noodzakelijkerwijs samenhangend met foto-acclimatie van de fotosystemen.

De relatie tussen P^B_{max} en α^B is zeer vergelijkbaar in beide jaren, echter in 2013 waren een aantal waarden met onrealistisch hoge waarden van P^B_{max} en α^B . Deze waarden zijn gemaximaliseerd op respectievelijk $25 \text{ mg C (mg chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en $0.1 \text{ mg C (mg chl a)}^{-1} \text{ h}^{-1} (\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{ s}^{-1})^{-1}$. In Figuur 6.47 is duidelijk te zien dat deze waarden outliers zijn en lijkt het dat α^B waarden > 0.06 verdacht zijn.



Figuur 6.46 Boxplots van α^B van de verschillende stations. Het station zonder label is GB4a (=GB4') en dit station is slechts een enkele maal bemonsterd in 2012 omdat het vaak onder water lag. In 2013 zijn van dit stations geen fotosynthese metingen meer uitgevoerd.

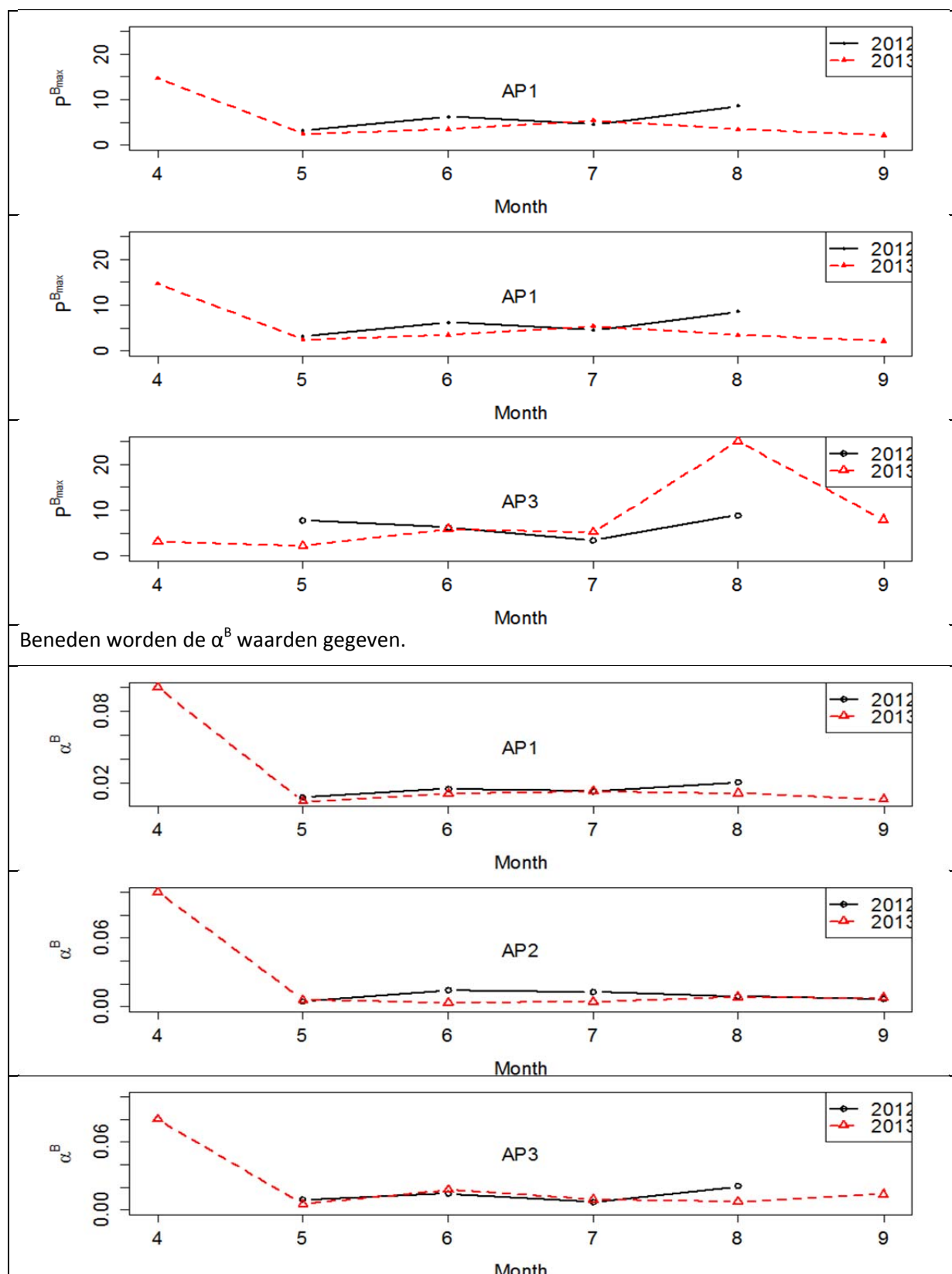


Figuur 6.47 relatie tussen P^B_{max} en α^B .

6.4.4. Seizoensdynamiek in fotosynthese parameters.

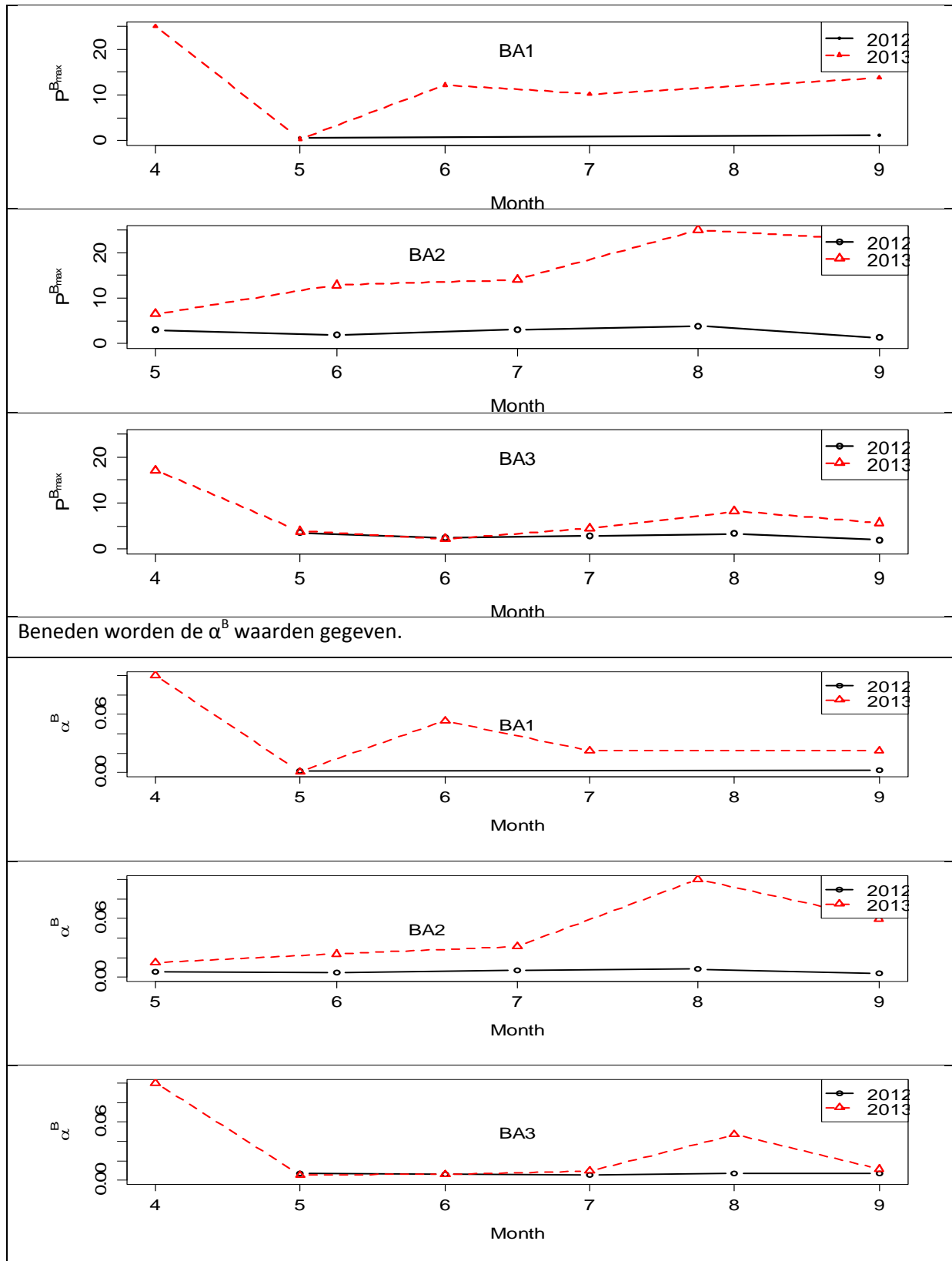
De seizoensdynamiek in P^B_{max} en α^B van station Appels is te zien in Figuur 6.48. Op locaties AP1 (laag intertidaal) en AP2 (mid intertidaal) is in 2013 de hoogste P^B_{max} gemeten in april. Voor 2012 ontbreken de waarden. Gedurende de maanden mei t/m augustus varieert P^B_{max} rond de 5-8 $\text{mgC (mg Chl}a)^{-1}\text{h}^{-1}$. Op AP3 neemt P^B_{max} weer toe, vooral in 2013.

De seizoensdynamiek in α^B op station Appels vertoont een overeenkomstig beeld met dat in P^B_{max} : de hoogste waarden worden gevonden in 2013 in april, en zijn daarna vrij constant tussen mei t/m september ($0.0096 \pm 0.0053 \text{ mgC (mg Chl}a)^{-1}\text{h}^{-1} (\mu\text{mol photons m}^{-2}\text{s}^{-1})^{-1}$).



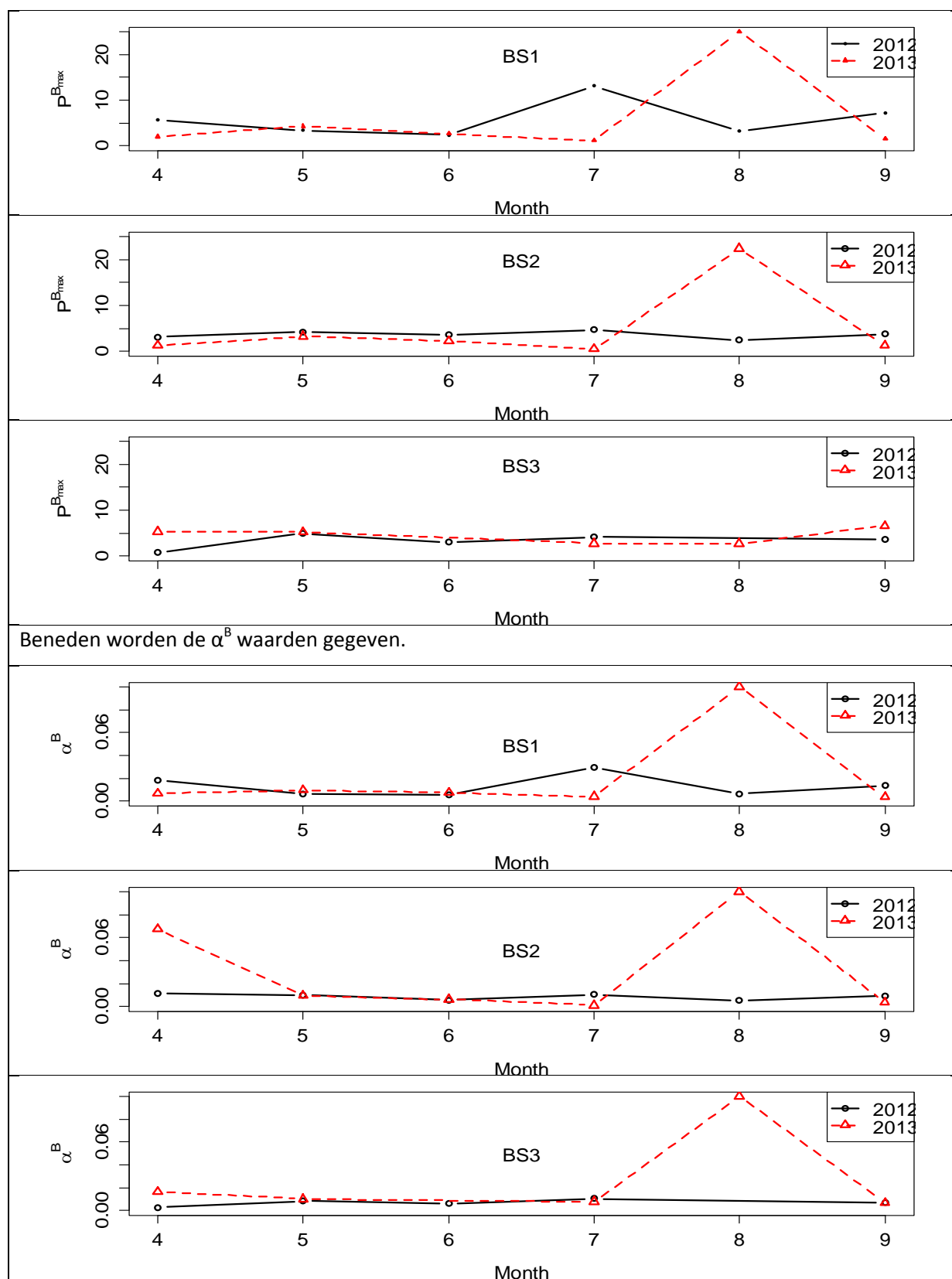
Figuur 6.48 seizoensdynamiek in P_{max} en α^B op station Appels

In Figuur 6.49 wordt de seizoensdynamiek in P_{max}^B en α^B in Ballooi weergegeven.



Figuur 6.49 seizoensdynamiek in P_{max}^B en α^B op station Ballooi.

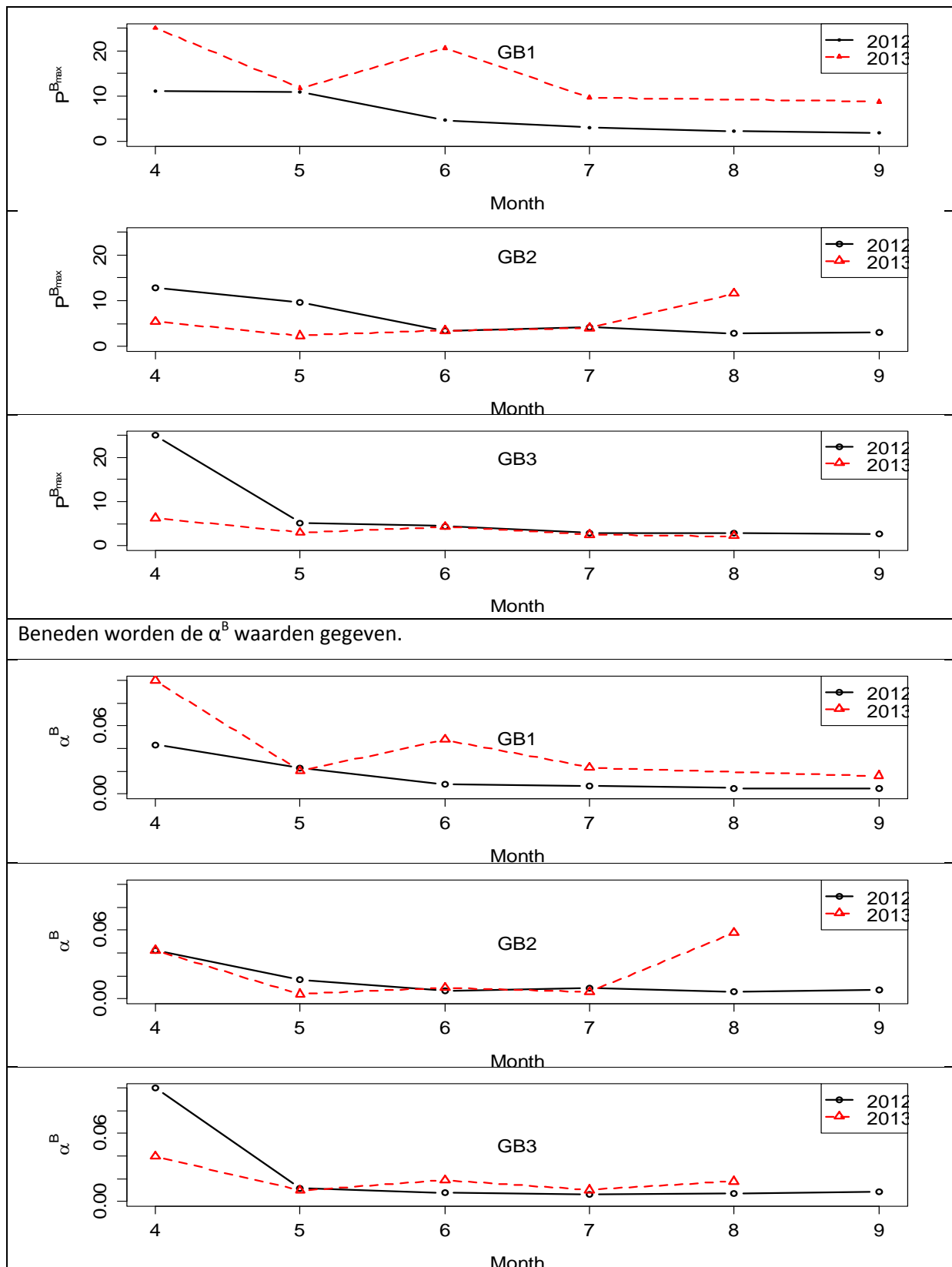
Zowel P_{max}^B als α^B is op het lage en mid intertidaal BA1 en BA2 resp. in 2013 hoger dan in 2012. Op het hoog intertidaal station BA3 is zijn de waarden in beide jaren vergelijkbaar, augustus 2013 uitgezonderd.



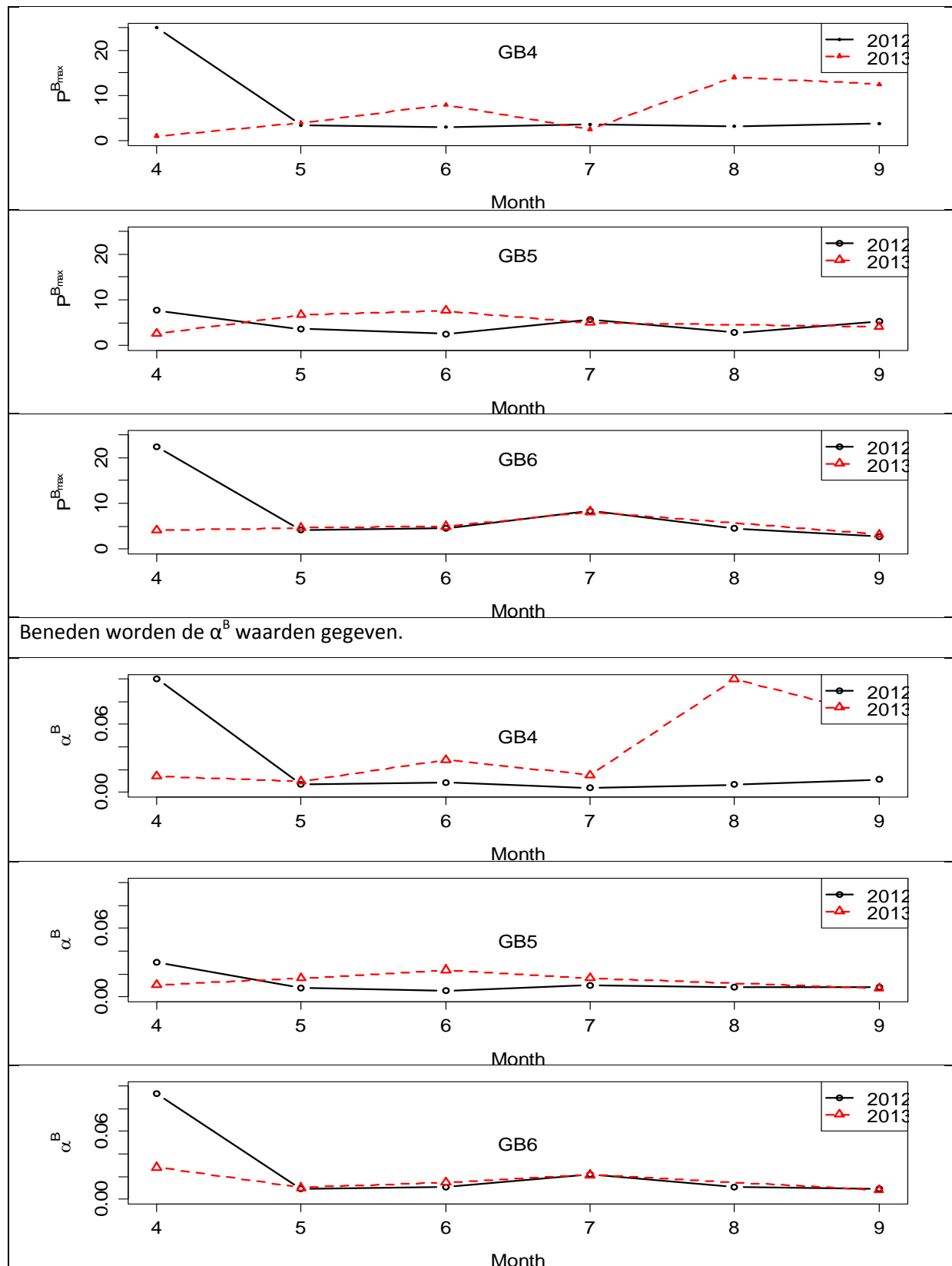
Figuur 6.50 seizoensdynamiek in PB_{max} en α^B op station Boerenschans

In tegenstelling tot de stations AP en BA verschillen de april waarden in P_{max}^B en α^B in Boerenschans tussen beide jaren nauwelijks en zijn ze ook niet erg afwijkend van de waarden gemeten in mei t/m

juli, α^B in BS2 in 2013 uitgezonderd. De waarden voor beide parameters is wel hoger in september 2013, BS3 uitgezonderd.



Figuur 6.51 seizoensdynamiek in P_{max} en α^B op station Groot Buitenschor stations 1-3.



Figuur 6.52 seizoensdynamiek in PB_{max} en α^B op station Groot Buitenschor stations 4-6.

De fitparameters P_{\max}^B en α^B van het MPB op Groot Buitenschor vertonen veel overeenkomsten in mei, juni, juli en september, maar in april en september worden op sommige stations aanzienlijke verschillen waargenomen.

Een ANOVA om verschillen tussen P_{\max}^B (log getransformeerd) te toetsen laat zien dat de verschillen tussen station ($p=0.2442$) en jaar ($p=0.0892$) niet significant zijn, maar dat er wel een significante interactie is tussen jaar en station ($p=0.0025$). Voor α^B geldt dat de waarden van 2013 significant verschillen van die van 2012 ($p=0.000526$), maar dat de verschillen tussen de stations niet significant zijn, en er is ook geen significante interactie zodat we inderdaad kunnen concluderen dat de α^B waarden in 2013 gemiddeld groter zijn dan die in 2012.

Tabel 6.9 Gemiddelde en standaarddeviaties van α^B en P_{\max}^B waarden (gemiddelde alle stations en locaties)

	α^B	α^B -sd	P_{\max}^B	P_{\max}^B sd
2012	0.0155	0.0151	5.559162	3.24
2013	0.0294	0.0227	7.452374	3.07

In het vorige rapport werd geconcludeerd dat de P_{\max}^B waarden van het fytoplankton stroomopwaarts vanaf de grens en het MPB niet significant verschillen, maar dat α^B van het fytoplankton hoger was dan dat van het microfytobenthos. En alhoewel α^B van het MPB in 2013 significant groter is dan in 2012, is het nog steeds kleiner dan dat van het fytoplankton, hetgeen erop wijst dat het fytoplankton zich lijkt aan te passen aan gemiddeld lagere lichtintensiteiten dan het MPB, ondanks het feit dat deze laatste groep algen minder uren per dag aan het licht worden blootgesteld.

6.4.5. Microfytobenthos primaire productie

Bepaling van microfytobenthos primaire productie is niet eenvoudig. Het vereist kennis van de verdeling van de biomassa in de fotische zone, en kennis van de fotische zone zelf. En als de algen nog vertical migratie vertonen, dan wordt het nog complexer. Daarnaast moet de droogvalduur bekend zijn en die is afhankelijk van de ligging in het intergetijdengebied en de grootte van de intergetijdgebieden tov van het totaal oppervlak van de compartimenten. Kortom, berekening van de primaire productie van het microfytobenthos is complex en bevat een aantal onzekerheden. Daarnaast is de diepteligging van de stations niet bekend en daarmee ook niet de overstromingsduur en dus de droogvalduur.

In het vorige rapport is een voor een aantal stations een schatting van de MPB primaire productie gemaakt met een aantal zeer eenvoudige aannames om een indruk te krijgen van de mogelijke contributie van MPB aan de totale productie. Uit die berekeningen bleek dat de primaire productie (GPP) van het MPB vooral in het voorjaar plaatsvindt. In April is de gemiddelde GPP van het microfytobenthos groter ($3.8 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) dan die van het fytoplankton ($1.1 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), terwijl dat in mei omgekeerd is (resp. 1.1 en $3.0 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

Deze eenvoudige analyse van het primaire productie van het MPB op een aantal stations liet dus duidelijk zien dat het een significante bijdrage kan leveren aan de totale primaire productie in het Schelde estuarium. De analyse is niet voor alle stations gedaan omdat het buiten het bestek van de opdracht viel en veel werk is.

Het voorstel is om toch een goede schatting te krijgen van de primaire productie van het MPB in de verschillende jaren in het eindrapport. Om dit te doen zijn de volgende gegevens nodig:

- Hoogteligging van de stations
- Een goede elektronische getijdetabel (dus data met een hoge temporele resolutie (\leq uur)).

- Oppervlakte van de intergetijdegebieden inclusief hoogteligging (dus bathymetrie).

Het voorstel is om samen met de modelleurs dan een gerichte schatting van de MPB productie te maken gebaseerd op de gemeten in situ data en dit in het eindrapport te presenteren.

6.5. Conclusies

- Er zijn grote jaar tot jaar variaties in de fotosynthese parameters en de primaire productie, en de primaire productie is hoger in de Zeeschelde dan in de Westerschelde. Dit ligt voor een groot deel aan de geringere diepte en dus de gunstiger verhouding fotische diepte : mengdiepte.
- Behalve variaties in de grootte van de jaarproducties is er ook jaarlijkse variatie in de timing van de primaire productie.
- De troebelheid van het water is het hoogst in de Zeeschelde.
- Opvallend is een sterke toename van de fytoplanktonbloei in de grensstreek, die voor het eerst optrad in 2008. Ook de turbiditeit is hier toegenomen, hetgeen er op lijkt te wijzen of dat het zeewater sneller en verder de Schelde opkomt, met mogelijk zeer negatieve gevolgen (omslag naar een zeer turbide systeem zoals de Eems). Hierover zal het NIOZ een apart document produceren.
- 13-uurs metingen in de Schelde laten zien dat er weinig dagelijkse ritmiek is in de fotosynthese parameters, dus fouten in de dagproducties zullen vooral worden veroorzaakt doordat in de berekening geen rekening wordt gehouden met de veranderingen in K_d als gevolg van de wisselende getijstroming.
- De primaire productie lijkt goed te schatten uit het product van de chl a -concentratie, de dagelijkse instraling en de fotische diepte, echter de parameter waarden vertonen jaarlijkse fluctuatie en zijn op dit moment slecht te voorspellen.
- Primaire productie door microfytobenthos levert een belangrijke bijdrage aan de totale productie van de microalgen de Schelde en haar estuarium en de primaire productie per m² van het MPB kan die van het fytoplankton overtreffen, maar de totale bijdrage van MPB primaire productie is natuurlijk ook afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdegebied in de verschillende compartimenten.
- Er lijkt minder seizoensvariatie in de MPB PI-parameters te zijn dan in die van het fytoplankton.
- P_{\max}^B waarden van het fytoplankton en MPB zijn niet significant verschillend, maar α^B van het MPB is significant lager dan die van het fytoplankton.
- Het dient aanbeveling de hoogteligging van de verschillende stations waarop het MPB wordt bemonsterd te meten. Dit is noodzakelijk voor een goede schatting van de primaire productie van het MPB.

6.6. Referenties

Behrenfeld MJ, Prasil O, Babin M, Bruyant F (2004) In search of a physiological basis for covariations in light-limited and light-saturated photosynthesis. *Journal of Phycology* 40:4-25

Cole BE, Cloern JE. 1984. Significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series* 17: 15-24.

Eilers PHC, Peeters JCH. 1988. A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. *Ecological Modelling*. 42: 199-215.

Kromkamp J, Peene J. 1995. possibility of net phytoplankton primary production in the turbid Schelde Estuary (SW Netherlands). *Marine Ecology-Progress Series* 121: 249-259.

Kromkamp JC, Peene J. 2005. Changes in phytoplankton biomass and primary production between 1991 and 2001 in The Westerschelde Estuary (Belgium/The Netherlands). *Hydrobiologia* 540: 117-126.

Smaal AC, Schellekens T, van Stralen MR, Kromkamp JC (2013) Decrease of the carrying capacity of the Oosterschelde estuary (SW Delta, NL) for bivalve filter feeders due to overgrazing? *Aquaculture* 404–405:28-34

Smetacek V, Passow U (1990) Spring bloom initiation and Sverdrups critical-depth model. *Limnology and Oceanography* 35:228-234

Soetaert K, Herman PMJ, Kromkamp J (1994) Living in the twilight - estimating net phytoplankton growth in the Westerschelde Estuary (The Netherlands) by means of an ecosystem model (MOSES). *Journal of Plankton Research* 16:1277-1301

Sverdrup HU (1953) On conditions for the vernal blooming of phytoplankton. *JConsintExplorMer* 18:287-295

Tett P (1990) The photic zone. In: Herring PJ (ed) *Light and life in the sea*. Cambridge University Press, Cambridge

Webb WL, Newton M, Starr D (1974) Carbon dioxide exchange of *Alnus rubra*: a mathematical model. *Oecologia* 17:281-291

Wetsteijn LMPJ, Kromkamp JC (1994) Turbidity, nutrients and phytoplankton primary production in the Oosterschelde (The Netherlands) before, during and after a large-scale coastal engineering project (1980-1990). *Hydrobiologia* 283:61-78

Zuur AF, Ieno EN, Elphick CS (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1:3-14

Hoofdstuk 7. Micro- en mesozoöplankton

M. Tackx

C. Sossou

S. Chambord

M. Le Coz

R. Fernandez

A. Echard

S. Gasmi

F. Azémar

Eindverslag voor deelstudie 7, periode 2013

EcoLab – Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement – UMR 5245 (CNRS-UPS-INPT) Bât. 4R1 31062 Toulouse cedex 9 (France)

Email : tackx@cict.fr

in samenwerking met T. Maris, D. Van Pelt, J. Verschaeren & P. Meire

7.1. Summary

Monthly samplings for micro- and mesozooplankton have been continued in 2010-2014, including bi-weekly samplings from April till September.

The extension of the long-term observation series (1996-2012) for crustaceans (copepods and cladocerans) shows that the zooplankton community in the Scheldt has changed substantially in the course of the OMES observation period. With time, calanoid copepods have increased in abundance in the fresh water zone, while no trend in abundance was observed at the brackish water zone. For copepods, this increase mainly concerns the calanoid *Eurytemora affinis*, which now reaches up till 90 % of copepod abundance in the fresh water zone. The abundance of this species in the freshwater zone varies quite strongly from year to year but remains higher than before 2007.

In parallel to the development of *E. affinis* in the freshwater zone the mesozooplankton community composition has substantially changed, as cyclopoid copepods and cladocerans have decreased in abundance. These observations gave rise to the hypothesis that cyclopoids and cladocerans, which were abundant upstream before 2007, are less sensitive to poor water quality than calanoids. We tested this by looking at the zooplankton community distribution within the freshwater zone (stations Melle, Uitbergen and Dendermonde) between 2007 and 2012. Multivariate analysis on these data showed that *E. affinis* and calanoids in general are not associated with oxygen concentration, but with conductivity and pH. Cyclopoids and cladocerans on the other hand occur in association with nutrient concentration and BOD5, factors revealing the lesser water quality situations within the dataset. We also ran a series of experiments run in 2014, in which natural zooplankton communities were incubated in natural Scheldt water, but with a gradient of oxygen concentrations. The results strongly suggest that indeed, calanoids show a higher mortality at low

oxygen concentrations than cyclopoids – and to smaller extent cladocerans. A second series of low oxygen tolerance experiments will be carried out in June 2014.

As important abundance of *E. affinis* was also observed during 2007-2009 in the Durme and the Rupel, the question arose whether the recently developing upstream *E. affinis* population arose from the downstream one in the estuary or from the tributaries. This question is relevant in relation to management of the Scheldt. Mialet et al. (2011) have shown that *E. affinis* can only be present upstream when the oxygen concentration in this area is sufficient ($>4 \text{ mg L}^{-1}$) and when oxygen concentration in the middle part of the estuary, where low oxygen concentrations still sporadically occur, is above a certain threshold ($1,3 \text{ mg L}^{-1}$)

Inter Simple Sequence Repeat (ISSR) analysis confirmed that upstream and downstream populations are closely related, and that the downstream population is most likely at the origin of the upstream one. A management strategy favoring sufficient oxygen concentration over the entire estuary, including the middle zone, is as such necessary to ensure a substantial *E. affinis* population upstream and possibly over the entire estuary.

The decrease in abundance of cyclopoid copepods and cladocerans has substantially decreased the zooplankton diversity in the freshwater zone. In how far the development of *E. affinis* in the freshwater zone is the cause of the decrease in cyclopoid and cladocerans abundance is not clear. The grazing experiments (incubation experiments and gut pigment analysis) carried out in 2013 and 2014 will give information on the grazing selectivity of different zooplankton groups, possibly indicating a nutritional advantage for *E. affinis* in this turbid environment. These results will also allow evaluating the potential of the zooplankton community to control the increased primary production.

Compilation of 2011- 2014 zooplankton abundance data in the Westerschelde and the Zeeschelde show a higher abundance of calanoid and cyclopoid copepods in the Zeeschelde than in the Westerschelde, and a reverse pattern for harpacticoids. Comparison of results obtained by both the MONEOS the OMES sampling technique has shown that these do not results in significant different zooplankton abundance data, which opens perspectives for further analysis of the zooplankton population over the entire Scheldt estuary. Notably the zooplankton poor zone around the Dutch – Belgian boarder could be used as a case study in the ongoing debate about the 'Remane curve'.

7.2. Introduction

The research carried out on micro- and mesozooplankton in the frame of the OMES/ MONEOS project aims at following the evolution of the zooplankton composition and its spatio-temporal distribution in the Scheldt estuary. Because of its central position, as a link between primary production and higher food levels, zooplankton is an essential component in the functioning of any aquatic ecosystem. Its drifting with the currents makes it also a good indicator of spatio-temporal variation in hydrological and concurrent water quality conditions.

The continuing long term observations of zooplankton composition and abundance in the Scheldt have allowed observing substantial changes in the composition of this community, especially in the upstream, freshwater stretch of the estuary. Notably, since water quality improved sufficiently (mean oxygen concentration $>4 \text{ mg /L}$), calanoid copepods, and especially the species complex *Eurytemora affinis* have developed strongly in this area, where they were little present before. In parallel, Cyclopoid copepods and cladocerans, previously characteristic of the freshwater stretch, have decreased substantially in the freshwater region of the Scheldt.

This year's report concentrates on this freshwater community in recent years, and on understanding why such an important change in community composition has taken place.

As improvement of water quality has also led to an increase in pelagic primary production in the Scheldt, and the composition of the phytoplankton community is also fluctuating, the question arises in how far the zooplankton community will in the future be able to control the phytoplankton blooms. To quantify the potential grazing impact of the zooplankton on the natural phytoplankton community, zooplankton experiments were carried out in 2013 and 2014.

In the MONEOS framework, mesozooplankton monitoring in the Westerschelde has started since June 2011. MONEOS and OMES sampling procedures differing slightly, we verified results obtained by both sampling methods to allow comparison of the mesozooplankton communities over the entire salinity range in the Scheldt.

7.3. Material and Methods

7.3.1. Sampling microzooplankton

Samples are taken by the ECOBE laboratory of the University of Antwerp (UA). Transport to the 'Laboratoire Ecologie Fonctionnelle et Environnement' (EcoLab) of the University of Toulouse III is done by carrier or by EcoLab personnel. 15 OMES monitoring stations were sampled monthly: Grens (Boei 87, km 57), Antwerpen, (km 78,5), Kruibeke (km 88), Temse (km 97,5), Lippenbroek (km 11), Dendermonde (km 121,5), Uitbergen (km 140), Melle (km 155), 3 stations in the Rupel catchment Rupel (Boom), Beneden Nete and Dijle (estuarien) and four boundaries: Bovenschelde, Dender, Durme and Haven (Zandvlietsluis). During the growth season, samplings were carried out bi-weekly.

7.3.2. Analysis microzooplankton

Microzooplankton is only analysed one every three years. Determination is carried out at species level as far as possible. The analysis of the microzooplankton fraction is limited to Rotifera. The main references used are: Ruttner-Kolisko, 1972; Pontin, 1978; Koste, 1978; Pourriot et al., 1986; Segers, 1995. Abundance is counted under binocular (90x), and converted to number of organisms per m⁻³. Details of the procedure are given in Tackx et al., 2004.

7.3.3. Sampling and analysis mesozooplankton

Sampling stations for mesozooplankton are the same as those for microzooplankton. 50 litres water is taken with a bucket at surface and filtered through a 50 µm net. The collected mesozooplankton is processed in the same way as described above for the microzooplankton samples. Determination is carried out at species level when possible. For copepods this is possible from Copepodits V onwards. Most important references used are: Dussart, 1967; Dussart, 1969; Kiefer, 1978; Amoros, 1984; Margaritora, 1985, Einsle, 1996, Karaytug, 1999, Ueda, 2003.

7.3.4. Experiments to measure zooplankton low oxygen tolerance

Three experiments were carried out during April 2014. Natural zooplankton was sampled at Hemiksem Veer using a 150 µm net and transported to the laboratory in 20 L of natural Scheldt water sampled at the same time. A second container filled with 50 L of natural Scheldt x water was also transported to the laboratory.

In the laboratory (ECOBÉ, UA Antwerp x 6 replicate bottles were filled with 1 L of Scheldt water filtered over 50 µm. Oxygen concentration was reduced by bubbling N₂ in the bottles. When the desired oxygen concentration was obtained, aliquots of the concentrated zooplankton sample were brought into each bottle. At time intervals between 3 – 7 and 19 – 24 hours, zooplankton was collected from each bottle, and the live individuals of calanoids, cyclopoids and cladocerans counted under binocular microscope. After counting the live individuals, the zooplankton was formalised (4 % final concentration) for later counting of the abundance of calanoids, cyclopoids and cladocerans.

To quantify the stress so which the organisms were exposed in term of poor oxygen concentration combined with the duration of this situation, we calculated a stress factor (S), being the duration of the incubation (in minutes), divided by the oxygen concentration (in mg /L). The higher S, the stronger the stress on the organisms.

7.3.5. Zooplankton grazing measurements

Two techniques are used to quantify the grazing impact of the zooplankton on the natural phytoplankton community: the gut pigment content method and the incubation method.

The gut pigment method is based on the comparison of the pigment signature measured in the gut of the zooplankton organisms and the pigment composition measured in the phytoplankton community.

Experiments are carried out with natural water of the Scheldt estuary, either sampled at Antwerp (Het Steen) or at Hemiksem Veer.

Water is sampled at sub – surface with a bucket, and 100 -300 ml samples are filtered in triplicate for suspended matter and dry weight analysis on pre- weighed GFF filters. 3 replicates are filtered on GFF filters for phytoplankton pigment analysis.

Zooplankton is collected with a 150 µm net and concentrated in a pellet folded in Al foil and stored in liquid nitrogen for transport to the laboratory. In the lab, samples were thawed, under binocular on a cooling surface and in the dark. Samples of 30 individual copepods were isolated and each sample of sorted copepods extracted in 98% cold-buffered methanol (with 2% of 1 M ammonium acetate) by sonication for 90 seconds in an ultrasonic bath (Elmasonic S-10 series, IMLAB, Lille, France). Extraction was allowed for 15 min at –20°C in the dark. The pigment extract so obtained was then filtered (0.2 µm PTFE syringe filter with very low dead volume <10 µL, ReZist series Ø13 mm, Whatman inc., Florham Park, NJ, USA) and immediately analysed using high performance liquid chromatography (HPLC).

HPLC analyses of pigment samples (filters and copepod extracts) were performed using a liquid chromatograph consisting of a 100 µL loop auto-sampler and a quaternary solvent delivery system coupled to a diode array spectrophotometer (LC1200 series, Agilent technologies inc., Santa Clara, CA, USA). The mobile phase was prepared and programmed according to the analytical gradient protocol described in Barlow et al [36]. Pigment separation was performed through a C8, 5 µm column (MOS-2 HYPERSIL, Thermo Fisher scientific Inc., Waltham, MA, USA). The diode array detector was set at 440 nm to detect carotenoids, at 665 nm for chlorophylls and pheopigments [37]. Data analysis was performed using ChemStation software (version A.10.02, Agilent technologies inc.). Pigments were identified by comparing their retention time and absorption spectra with those of pure standard pigments (DHI LAB products, Hørsholm, Denmark). Each pigment concentration was calculated by relating the peak area of its chromatogram with the corresponding area of calibrated standard. Fucoxanthin and chlorophyll *a* pigments that were spectrally similar but did not have the same retention time as standards were designated “like-pigments”, and were quantified using the response factor obtained from standards.

For the incubation experiments, 40 litres of water was sampled at sub – surface and zooplankton was collected with a 150 µm net. Water and zooplankton (the latter stored in 10 litres of natural Scheldt water) were transported to the laboratory.

In the lab, half of the water was filtered on 150 µm and the other half on 50 µm. Bottles were filled up to 900 ml with water of either < 50 or < 150 µm. 6 replicate bottles filtered on 50 µm serve as control for microzooplankton grazing during the incubation. 6 replicate bottles filtered on 150 µm serve as ‘microzooplankton grazing bottles’ and as control for the ‘mesozooplankton grazing bottles’

To 6 bottles filtered on 150 µm, 50 individual copepods (*E. affinis* females) are added per bottle. These are the ‘mesozooplankton grazing bottles’. 6 replicates of each set served as ‘time zero’ samples and fixed with formalin (4 % final concentration at the beginning of the experiment).

The experimental bottles (control and micro- and mesozooplankton grazing) are mounted on a rotator (2rpm) and incubated during 24 h at a temperature approaching the in situ Scheldt temperature at the time of sampling.

At the end of the experiment, all samples are fixed with formalin and transported to the b laboratory in Toulouse for microscopic counting of the abundance of the dominant types of algae.

This is done on 5 ml subsamples on an inversed microscope at 10 x 64 magnification. A minimum of 200 items per category is counted in each sample.

7.3.6. Comparison with the Westerschelde zooplankton

Since June 2011, samples for meso-zooplankton are taken monthly in the Westerschelde at stations Breskens, Terneuzen, Hansweert and Bath in the framework of MONEOS. The sampling methodology differs slightly from the one used in the Zeeschelde transect. 150-250 L of water are taken at sub-surface with a pump having a flow 300L/min and filtered through a 50 µm net. Comparison of the abundance results obtained at station Zandvliet/ Boei 87 both methods has however shown that no significant differences are obtained. Analysis methodology for mesozooplankton is identical for both OMES and MONEOS samples.

7.3.7. Genetic characterization of *Eurytemora affinis*

In order to find out if the recently occurring upstream population of the species complex *E. affinis* has issued from the downstream population or from the ones in the tributaries, genetic characterisation was necessary, as the *E. affinis* complex is composed of morphologically undistinguishable sub species.

Samples for zooplankton genetics were collected during the monthly OMES monitoring campaign of October 2012 at 3 estuarine stations Grens (‘DOWN’), Antwerp (‘MID’) Uitbergen (‘UP’) and 2 on tributaries: Rupel (‘TRIB1’) and Durme (‘TRIB2’). We sampled *E. affinis* from the Gironde estuary (SW France) on 22 February 2013, at Pauillac using the same procedure as for the Scheldt estuary. ISSRs analysis was performed following as explained in Tackx et al., 2013 and Gasmi et al. 2014.

7.3.8. Data analysis and presentation

All data on zooplankton abundance were separated in ‘brackish water’ and ‘fresh water’. This separation was done on the basis of the salinity of 0,5 calculated from the OMES chlorinity data using the formula: $S = 1,80655 Cl$ (UNESCO 1969).

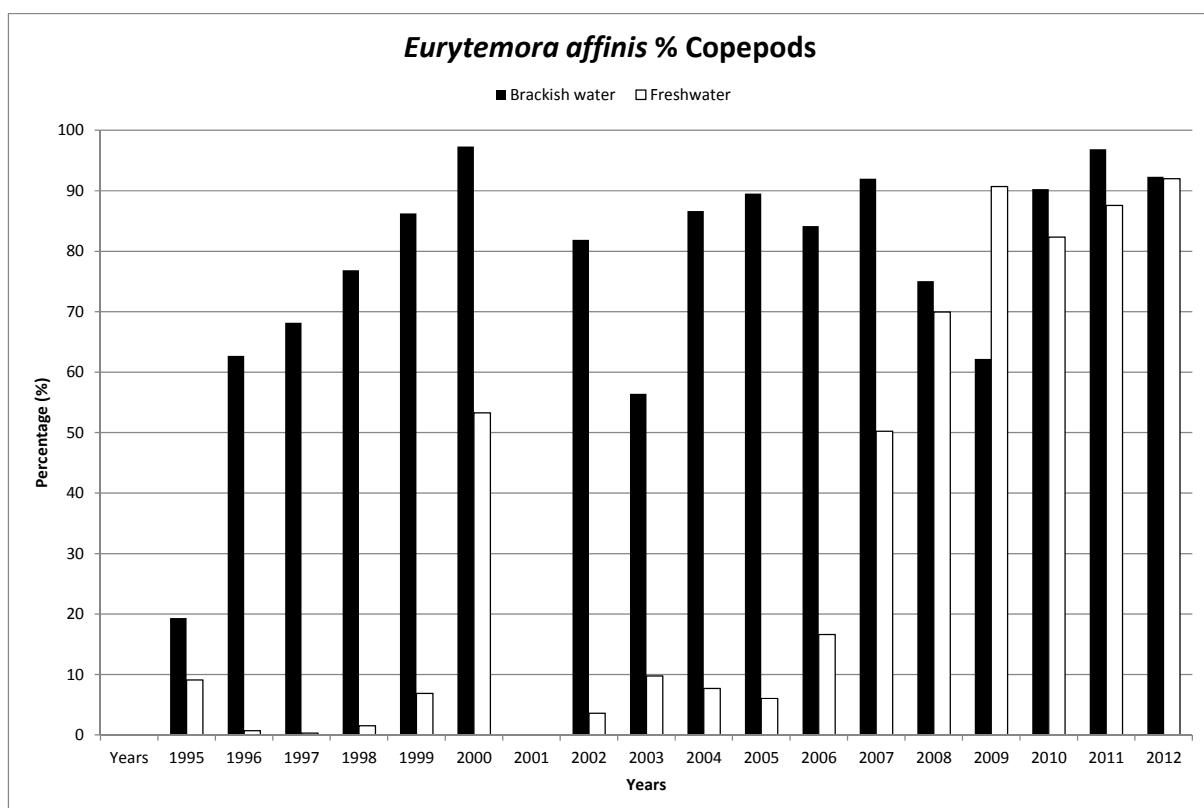
All graphic presentations were made in excel 2007. Non parametrical tests and boxplot graphs were performed with Statistica 6 (version 6.0; Statsoft Inc., Tulsa, USA). Tendencies reported are tested for significance using a Spearman rank test at $p < 0.05$. Differences between series of observation reported are significant at $p < 0.05$ following Mann Whitney test.

For the genetic characterisation of *E. affinis*, after ISSRs gel migration, for each individual, the presence (1) or absence (0) of bands was scored for each primer and the binary matrix generated was used for analysis. These matrices were analysed by classification and Bayesian methods (Tackx et al., 2013, Gasmi et al., 2014).

7.4. Results

7.4.1. Long term trends in yearly mean abundance of zooplankton groups.

As reported in 2013, the abundance of calanoid copepods continues to be higher in the freshwater stretch than in brackish water stretch of the Scheldt, while the abundance of cyclopoid copepods, which were abundant in the freshwater until 2006, continues to be low. This change in dominance of calanoid versus cyclopoid copepods is mainly due the species complex *Eurytemora affinis*.



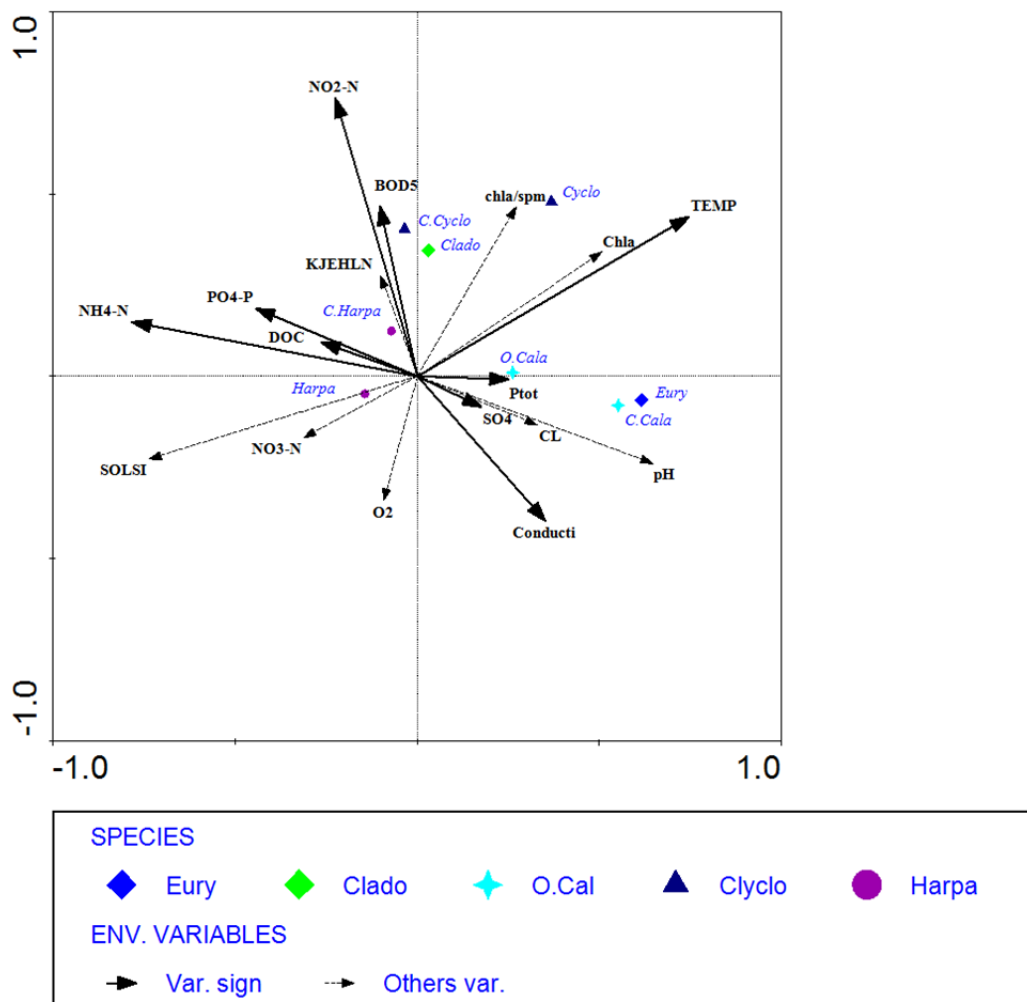
Figuur 7.1 Percentage of the copepod abundance made out by *E. affinis* in the brackish and freshwater zone of the Scheldt during the study period.

Figuur 7.1 illustrates the importance of *E. affinis* to the copepod community. In the beginning of the OMES observations, *E. affinis* was typical for the brackish water region, representing less than 10 % of copepod abundance in the freshwater region. Since this species complex has developed in the

freshwater zone (roughly 2007), it makes out between 50 and 95 % of the copepod community in both fresh and brackish water region. This ‘replacement’ of cyclopoids copepods by calanoids, dominated by *E. affinis*, occurred in parallel to the water quality improvement in the Scheldt. This suggest that cyclopoids copepods are more tolerant for the poor water quality conditions which prevailed in the past, and that they are only capable of living in the upstream region of the Scheldt when calanoids (in casu *E. affinis*) are not.

7.4.2. Zooplankton tolerance for low oxygen concentrations

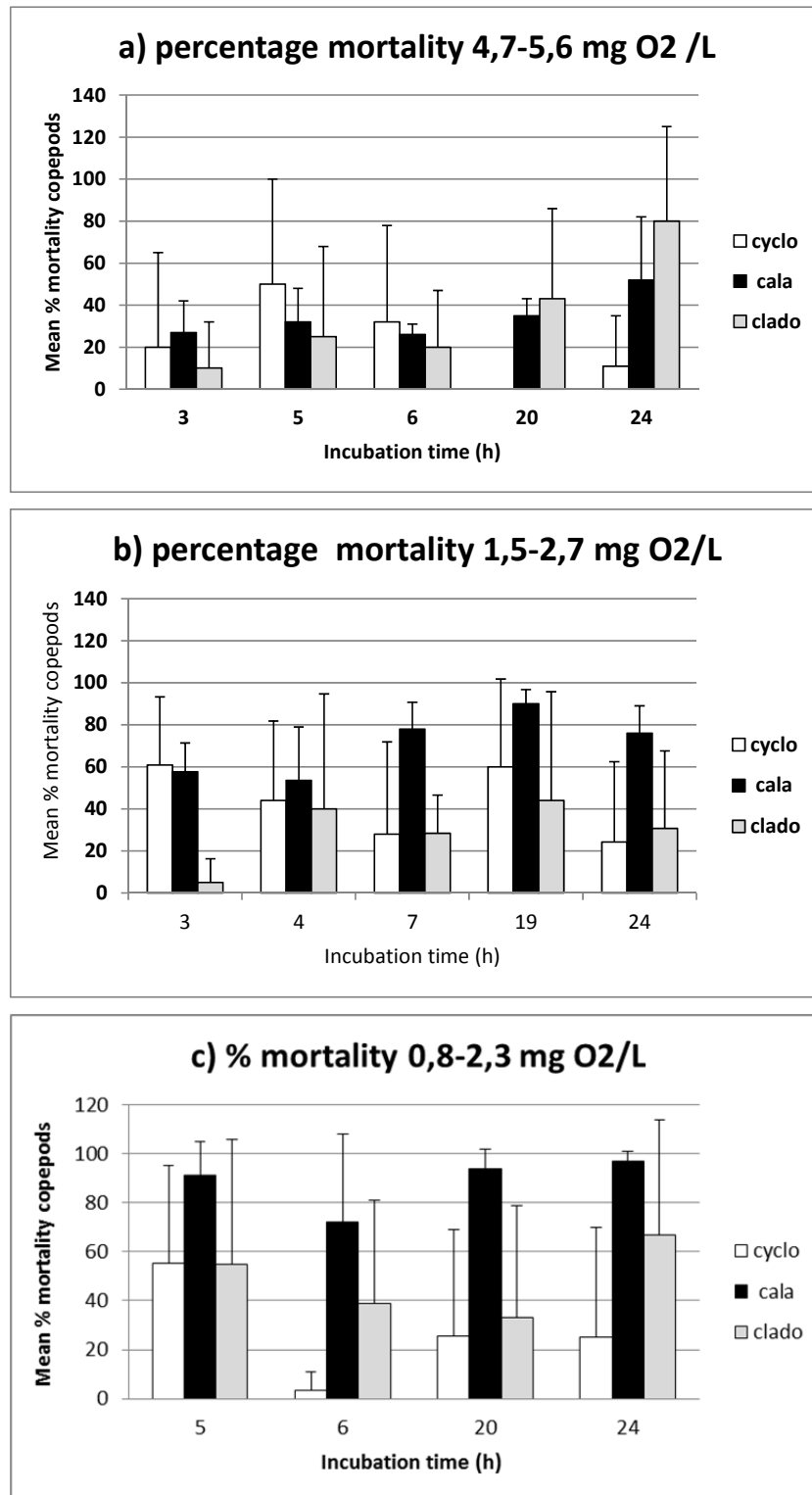
Previous work has demonstrated the link between the upstream oxygen concentration (as a proxy for water quality) and *E. affinis*’ abundance in this area (Appeltans et al., 2003; Mialet et al., 2010, 2011). Now that *E. affinis* is ‘installed’ in the freshwater area, this situation offers the opportunity to look at the affinity of this species toward environmental conditions prevailing within the fresh water stretch – i.e. without having to take into account the salinity gradient. Figuur 7.2 shows the species – environmental variables biplot obtained from data on stations Melle, Uitbergen and Dendermonde between 2007 and 2012.



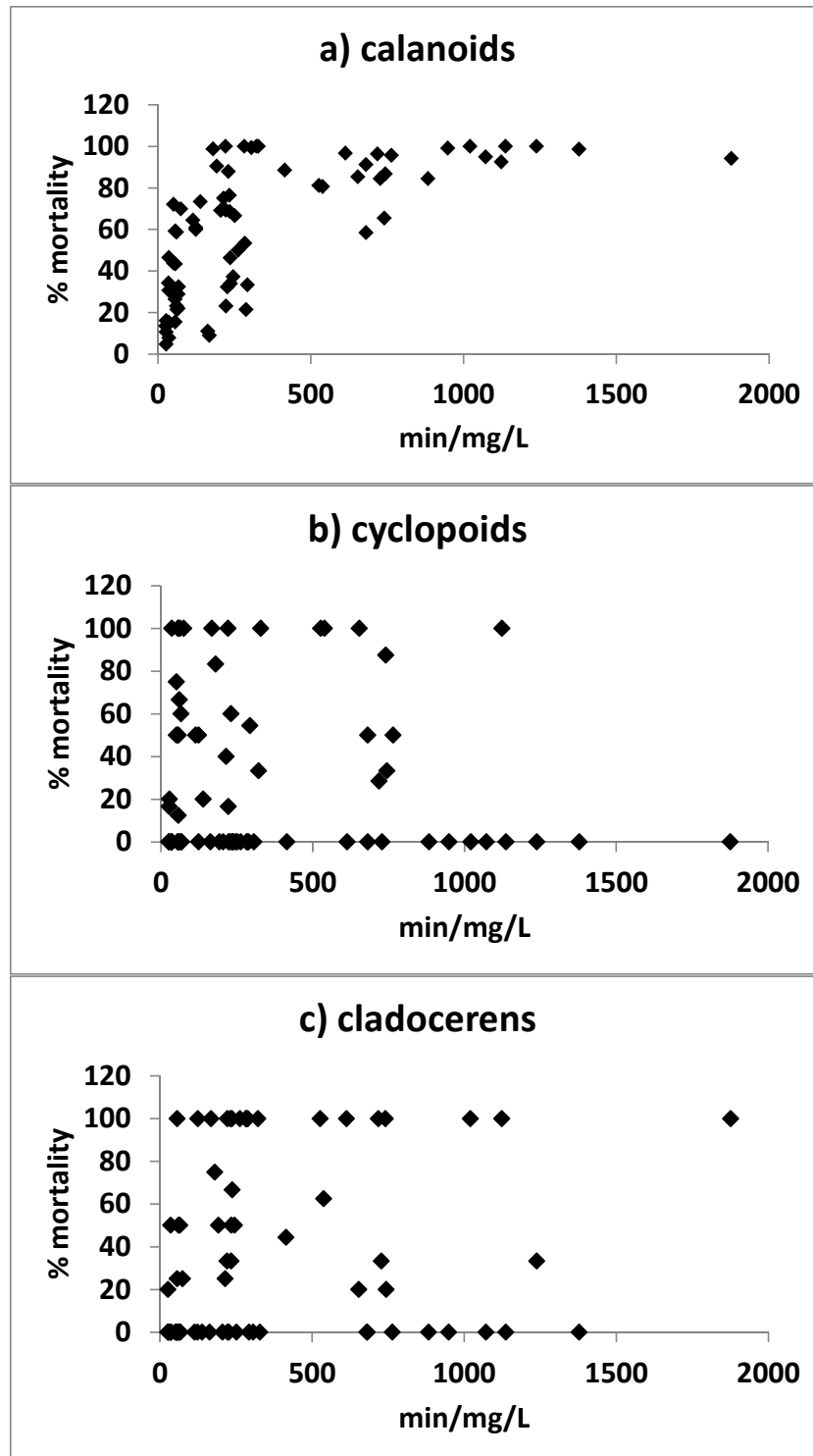
Figuur 7.2 Zooplankton taxa - environmental factors biplot for stations Melle, Uitbergen and Dendermonde, period 2007-2012. Solid arrows indicate significant factors.

This shows that, *E. affinis*, and calanoids (CV and copepodids) in general, are related to conductivity, temperature and pH, but not related to oxygen concentration. Cyclopoid copepods and cladocerans,

on the other hand, are situated at the opposite side of the oxygen vector, associated with nutrient concentrations and BOD5.



Figuur 7.3 Mortality rate of calanoid copepods, cyclopoid copepods and cladocerans as a function of incubation time in experiments run at three different oxygen concentrations



Figuur 7.4 Mortality rate as a function of 'oxygen stress', quantified as duration of the incubation time (min) devised by the mean oxygen concentration during the incubation time (mg/L) for a) calanoid copepods, b) cyclopoid copepods and c) cladocerans.

Because of the limited number of replicates, and many '0' and '100' % scores, there is no statistically significant difference between the mortality between cyclopoids and calanoids, cyclopoids and cladocerans, and calanoids and cladocerans. **Error! Reference source not found.** a,b,c are however suggestive of an increasing mortality for calanoids with decreasing oxygen concentration and increasing duration, not observed for cyclopoids and cladocerans.

Figuur 7.4a,b and c represent the % mortality measured for calanoids, cyclopoids and cladocerans as a function of 'oxygen stress' represented by the duration of the incubation time (in minutes) divided by the oxygen concentration (in mg/L). Totalling the circumstances of the three experiments, this stress varied from 36 till 1876 min/mg/L.

Calanoids show a significant increase in mortality (spearman rank, $p < 0.01$) with oxygen stress over this entire stress range. In fact, mortality increases with stress till around 300 min/mg/L, to reach a plateau from this value onwards. Cyclopoid copepods show no tendency in mortality with S, while cladocerans mortality also increases significantly ($p < 0.05$) with S.

7.4.3. Genetic characterization of *E. affinis*

As reported earlier, ISSR analysis of the *E. affinis* complex indicated that the individuals occurring since a few years in the upstream Scheldt are genetically close to the ones observed downstream. Both population sampled in the estuary are closer to each other than the ones sampled in the tributaries Durme and Rupel, suggesting that the downstream population is very likely at the origin of the upstream population. These results have meanwhile been published (Gasmi et al., 2014).

7.4.4. Zooplankton grazing measurements

Table 3.1. Shows an overview of the grazing experiments carried out in 2013 and 2014 experiments

Tabel 7.1 Zooplankton grazing experiments carried out in 2013 and 2014

	Incubation experiments	Nr of experiments	Sampling for gut pigments
May 2013	Mesozooplankton (<i>E. affinis</i>)	5	5
August 2013	microzooplankton	4	4
April 2014	Mesozooplankton and microzooplankton	5	5

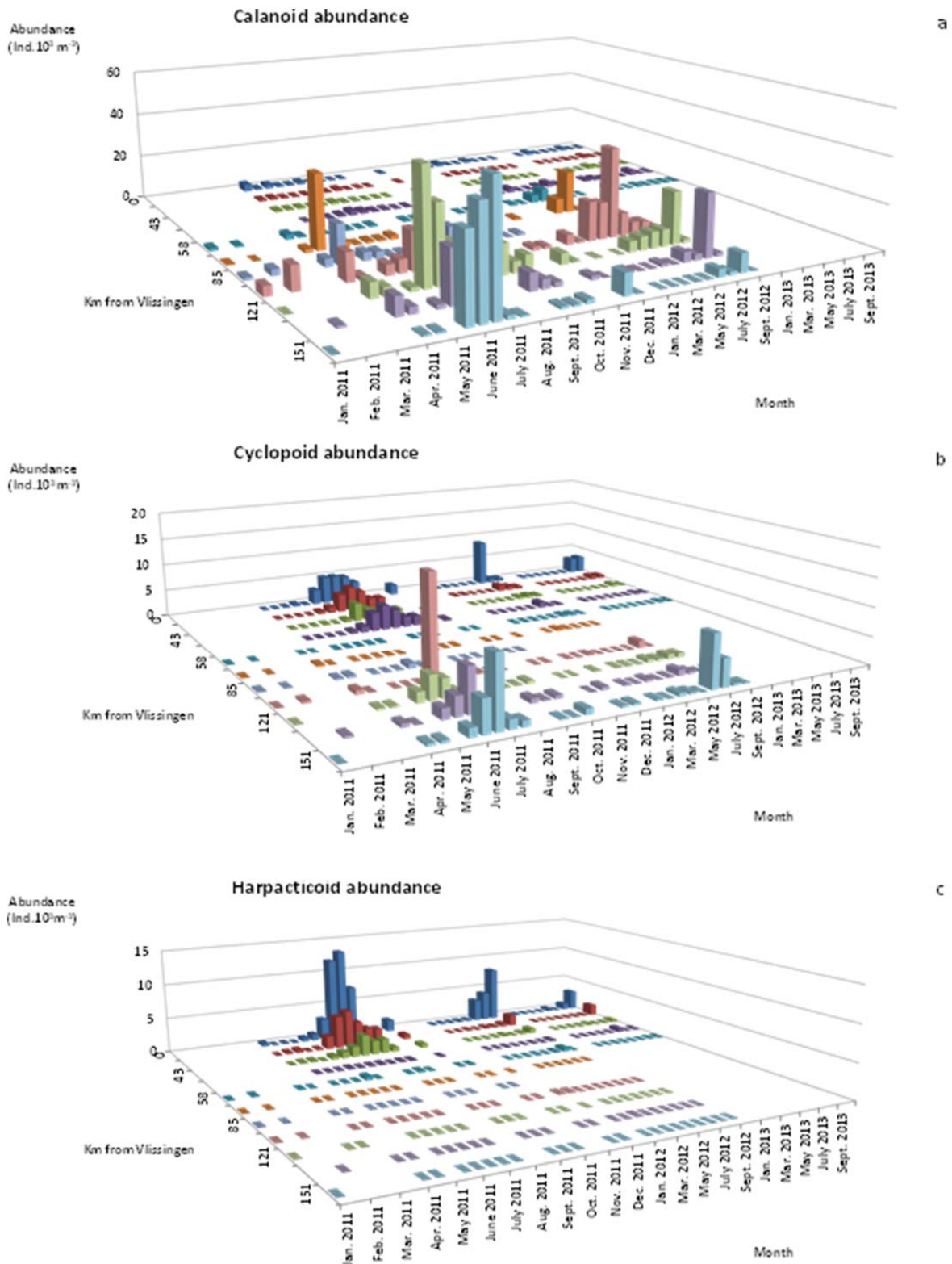
Due to technical problems at EcoLab, analysis of the samples has been substantially delayed. Analysis has started in June 2014.

7.4.5. Comparison with the Westerschelde zooplankton community

Figuur 7.5a situates the abundance of adult and CV calanoid copepods within the total Scheldt 2011 – 2013 spatio-temporal pattern. This illustrates a very low calanoid abundance in the Westerschelde stations (km 0-57) as compared to the upstream stations (km 78 onwards), which harbor higher abundances during the entire observation period.

Abundance of cyclopoid adult and CV (Figuur 7.5b.) is more comparable in the Westerschelde and the Zeeschelde, except for high abundances peaks occurring in June in the Zeeschelde. The cyclopoid peaks occur rather in spring in the Zeeschelde and in summer in the Westerschelde, but it should be noted that early spring was not sampled in the Westerschelde.

Harpacticoid adult and CV (Figuur 7.5c) are clearly more abundant in the Westerschelde being quasi absent from the Zeeschelde.



Figuur 7.5 combination of OMES and MONEOS giving a) calanoid, b) cyclopoid and c) cladoceran abundance over the entire Scheldt estuary.

7.5. Discussion and perspectives

The maintenance of variable but high abundance of the calanoid copepod population in the freshwater zone of the Scheldt since 2007 and the concurrent strong decrease in cyclopoids copepods and cladocerans in this stretch represent a somewhat unforeseen evolution of the zooplankton community in parallel to water quality improvement. Since the beginning of the OMES observations, zooplankton abundance at group level (copepods, cladocerans and rotifers) has increased, but since the development of calanoid populations in the freshwater stretch, this has led to a decrease in abundance of cyclopoids and also of diversity in this region. As the increase in oxygen concentration which has taken place over the last years is considered as a major factor at the base of the functioning of the estuary (Cox et al., 2009), and the increase of calanoid abundance in the upstream part of the estuary is clearly associated with oxygen concentration (Mialet et al, 2010, 2011), it seems logic to hypothesize that the tolerance for oxygen concentration differs between cyclopoids and calanoids.

The results of the multivariate analysis on the zooplankton freshwater zooplankton community between 2007 and 2012 show that, in this period, oxygen concentration is always sufficient to allow *E. affinis* and calanoid existence in this region, as their positioning in the taxa - environmental factors biplot is perpendicular to the oxygen vector. Cyclopoids and cladocerans, on the other hand, remain associated with lesser water quality characteristics such as nutrient concentrations and BOD₅, confirming the hypothesis of their superior tolerance for poor water quality.

The experiments testing for oxygen tolerance between calanoids, cyclopoids and cladocerans show that indeed, calanoids (dominated in these experiments by *E. affinis*) have higher mortality rates than cyclopoids and cladocerans when exposed to oxygen stress. While the results are clear, the experiments run in April 2014 nevertheless suffered from low abundance of cyclopoids and cladocerans in the natural populations, which makes the data for these two groups somewhat difficult to treat statistically because of many 100 % and 0 % values. A second experiment will be conducted in July 2014, a period when more cyclopoids and cladocerans are expected to be present in the freshwater Scheldt.

The fact that calanoids are more sensitive to low oxygen concentration confirms the findings of Appeltans et al, 2003 and Mialet et al., 2010; 2011, showing that the spatial distribution of *E. affinis* progressively moved upstream as oxygen conditions in the Scheldt also improved gradually in upwards direction. These authors have also shown that oxygen concentration needs to be sufficiently high in the middle zone of the estuary to allow *E. affinis* to occur upstream. This suggested that the downstream population and not the *E. affinis* population observed in the tributaries was at the origin of the upstream population. This hypothesis is now clearly confirmed by our genetic analysis, showing that the upstream and downstream *E. affinis* population are slightly genetically differentiated, but are the same species, as hybrids occur in the middle estuary.

That cycloids and cladocerans are less sensitive to low oxygen concentration helps to explain explains why they were quite abundant upstream before prior to any substantial improvement of water quality in this area, but it does not explain why they seem unable to survive upstream in the presence of considerable populations of calanoids. Other factors which will have to be taken into account in this regard are the possibility of predation by *E. affinis* on other zooplankters. This seems unlikely, as very little data in literature suggest a carnivorous behavior of *E. affinis*. There could be a competition for food, *E. affinis* being the more efficient feeder. It has indeed been shown (Gasparini et al., 1999; Tackx et al., 2003), that *E. affinis* has high selectivity capacity, being able to fill it's gut at maximum with phytoplankton as soon as the phytoplankton carbon concentration amounts to 5 % of the Particulate Organic Carbon (POC) concentration. The analysis of the grazing experiments carried out in 2013 and 2014 will enable us to investigate this aspect.

The combination of OMES – Zeeschelde and MONEOS Westerschelde results on zooplankton is now possible for the period June 2011- October 2013. It is interesting to note that *E. affinis*, which was not observed in the Westerschelde during May-November 2011, was present during May-October 2012 and 2013, but only at stations Bath and Zandvliet/Boei 87, hence more upstream than reported beginning 1990ties (Soetaert & Van Rijswijk, 1993).

It is reassuring that comparison of both sampling methods used in MONEOS and OMES does not result in significantly different abundance values. This allows analyzing these combined data more in detail. The fact that zooplankton is more abundant in the Zeeschelde can probably be explained by the low primary production and hence phytoplankton abundance in this area (Kromkamp & Van Engeland, 2010). The very low zooplankton abundance zone around the Netherlands – Belgian boarder is also of particular interest, as it corresponds to the biodiversity minimum zones in Remane's (1934) curve. This concept, being based essentially on benthic organisms and the salinity gradient within the Baltic Sea, is however these days revisited, particularly with regard to truly estuarine systems and pelagic communities (Whitfield et al., 2012). The Scheldt continuum could serve as an interesting test case for developing concept in this context.

7.6. Acknowledgements

This research was conducted within the framework of OMES (Onderzoek Milieu–Effecten Sigmaplan financed by W&Z “ZeeScheldt division”) and coordinated by ECOBE, University of Antwerpen. We are indebted to the crews of the vessels Scaldis I and Scheldewacht II for assistance during sampling.

7.7. References

- Amoros, C., 1984. Crustacés Cladocères. Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon. 72-145.
- Appeltans, W., Hannouti, A., Van Damme, S., Soetaert, K., Vanthomme, R., Tackx, M., 2003. Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). The distribution of *Eurytemora affinis*: effect of oxygen? Journal of Plankton Research 25, 1441e1445.
- Cox, T. J. S., T. Maris, K. Soetaert, D. J. Conley, S. Van Damme, P. Meire, J. J. Middelburg, M. Vos & E. Struyf, 2009. A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study. Biogeosciences, 6, 2935–2948.
- Dussart, B., 1967, Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. 500 pp.
- Dussart, B., 1969, Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. 292 pp.
- Eberl, R., Cohen, S., Cipriano, F., Carpenter, E.J., 2007. Aquatic Biology 1, 33–43.
- Einsle, U., 1996, Copepoda: Cyclopoida - Genera Cyclops, Megacyclops, Acanthocyclops -. SPB Academic Publishing, 83 pp.
- Gasmi, S., M. Ferval, C. Pelissier, F. D'Amico, T. Maris, M. Tackx & L. Legal, 2014. Genetic diversity among the *Eurytemora affinis* species complex in the Scheldt estuary and its tributaries using ISSR-PCR marker assay. Estuarine, Coastal and Shelf Science 145C: 22-30 <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2014.04.005>
- Gasparini, S., Castel, J., Irigoien, X., 1999. Impact of suspended particulate matter on egg production of the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. Journal of Marine Systems 22, 195e205.
- Karaytug, S., 1999, Genera Paracyclops, Ochridacyclops and key to the Eucyclopinae. Backhuys Publishing, 217 pp.
- Kiefer, F., 1978, Das Zoöplankton Der Binnengewässer. 2 Teil. 343 pp.
- Koste, W., 1978, Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Gebrüder Borntraeger, Berlin.

- Kromkamp, J.C. & T. Van Engeland, 2010. Changes in Phytoplankton Biomass in the Western Scheldt Estuary During the Period 1978–2006 *Estuaries and Coasts* 33:270–285
- Mialet, B., F. Azémar, T. Maris, C. Sossou, P. Ruiz, M. Lionard, S. Van Damme, A. Lecerf, K. Muylaert, N. Toumi & M. Tackx, 2010. Spatial spring distribution of the copepod *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in a restoring estuary, the Scheldt (Belgium), *Est. Coast. Shelf Sci.* 88: 116-124.
- Mialet, B., J. Gouzou, F. Azémar, T. Maris, C. Sossou, N. Toumi, S. Van Damme, P. Meire, and M. Tackx. 2011. Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93:47-57.
- Pontin, R. M., 1978, A key to British Freshwater Planktonic Rotifera. Freshwater Biological Association Scientific Publication, Kendal, 178 pp.
- Pourriot, R. & A.-J. Francez, 1986. Rotifères. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 148-176.
- Remane, A., 1934. Die Brackwasserfauna. *Verhandlungen Der Deutsche Zoologischen Gesellschaft* 36: 34-74.
- Ruttner-Kolisko, A., 1972. Rotatoria. In Schweizerbart'sche, E. (ed.), *Das Zooplankton der Binnengewässer*. Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 118-131.
- Segers, H., 1995, Rotifera. Volume 2: The Lecanidae (Monogononta). SPB Academic Publishing, The Hague, 226 pp.
- Tackx, M.L.M., Herman, P.M.J., Gasparini, S., Irigoien, X., Billiones, R., Daro, M.H., 2003. Selective feeding of *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) in temperate estuaries: model and field observations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 305-311.
- Tackx, M., N. De Pauw, R. Van Mieghem, F. Azémar, A. Hannouti, S. Van Damme, F. Fiers, N. Daro & P. Meire, 2004. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands. Spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Res.* 26: 133-141. (1.707)
- Tackx, M., F. Azémar & S. Boulêtreau, 2004. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Perceel 6. Micro - en mesozoöplankton. Verslag 2002 - 2003. 19pp.
- Tackx, M., F. Azémar, S. Boulêtreau, N. De Pauw, K. Bakker, B. Sautour, S. Gasparini, K. Soetaert, S. Van Damme & P. Meire, 2005. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and The Netherlands. Long term trends in spring populations. *Hydrobiologia*, 540: 275-278.
- Tackx, M. B. Mialet, F. Azémar, C. Sossou, J. Gouzou & N. Toumi, 2010. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Perceel 6. Micro - en mesozoöplankton. Verslag 2009 - 2010. 20pp.
- Ueda, H., 2003, Copepoda: Cyclopoida. Genera Mesocyclops and Thermocyclops. Backhuys Publishing, 317 pp.
- UNESCO, 1969. <http://lecalve.univ-tln.fr/oceano/fiches/fiche3B.htm>
- Van Damme S., E. Struyf, T. Maris, T. Ysebaert, F. Dehairs, M. Tackx & P. Meire, 2005. Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia*, 540: 29 -45.
- Whitfield, A. K., M. Elliott, A. Basset, S.J.M. Blaber, R.J. West, 2012. Paradigms in estuarine ecology: A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97: 78-90

Hoofdstuk 8. Opwaardering van de OMES databank

Elien Dewitte

Annelies Goffin

Eindverslag voor deelstudie 8, periode 2012

Flanders Marine Institute/ Vlaams Instituut voor de Zee VLIZ
Marine & Coastal Research & Management in Flanders

Dir. Jan Mees

8.1. Inleiding

In 2013 zette VLIZ haar taken verder als databeheerder van OMES. De OMES databank werd actueel gehouden door het toevoegen, kwaliteitscontroleren en integreren van de nieuw gegenereerde gegevens uit de lopende monitoring van 2012-2013. Partners leveren data aan in een dataformaat die een semi-automatische import van gegevens toelaat.

Aan de volgende activiteiten werd gedurende 2013 verder aandacht besteed:

- Databank
 - Toevoegen van gegevens
 - Archiveren van data in Marien Data Archief
 - Extractie db uit IMERS
 - Exports voor partners organiseren
- Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking

8.2. Databank

8.2.1. Toevoegen van gegevens aan de databank

- opvragen en importeren van data in IMERS
- kwaliteitscontrole niveau 1 : doubles, missing data, irregularities
identificeren gaps in data+ requests bij partners (oa. 13uurs-metingen)

Aangeleverde data: import in IMERS

De OMES databank wordt continu verder aangevuld met nieuwe monitoringsgegevens via gestandaardiseerde dataformaten (sinds 2010).

kwakeiteitscontrole

In 2013 werden de acties om data van onder andere 13-uursmetingen op te vragen en op te nemen verdergezet. Deze data wordt niet altijd consequent doorgestuurd naar het VLIZ. Het aantal 13uursgegevens steeg met een 2500 tal records, maar nog steeds ontbreken wat gegevens. In 2013 werd een request een grondige inhaalbeweging uitgevoerd.

Dataformaten en files die geïntegreerd werden in de OMESdatabank worden gearchiveerd eveneens in het online beveiligd Marien Data Archief binnen de context OMES. (<http://mda.vliz.be>)

8.2.2. Extractie db uit IMERS

Door het VLIZ werd een access -databank ontwikkeld waarmee op een gebruiksvriendelijke manier de volledige OMES-dataset te bevragen is. De inhoud van deze databank bestaat uit een extractie van de OMES-gegevens uit het IMERS-datasysteem van het VLIZ. Hierbij worden sommige parameterwaarden geconverteerd om aan een standaardunit te voldoen (mg/l-mmol/l). Externe data tabellen kunnen gemakkelijk opgeladen en gelinkt worden aan de OMES data zodat deze mee beschikbaar worden voor analyse cfr VMM data.

De databank kan echter niet gebruikt worden om zelf nieuwe data in te voeren. Data invoer en beheer blijft één van de taken binnen het datamanagement van het OMES project en wordt dus door het VLIZ uitgevoerd. Op regelmatige basis of op aanvraag zal een update van de OMES-databank uitgevoerd worden.

8.2.3. Exports

Vliz voerde in 2012 verschillende exports uit voor de verschillende onderzoekers, om een analyse te doen van de resultaten. Deze data werd na de aanvraag zo snel mogelijk aangeleverd.

8.2.4. Rapportering OMES data in kader van Vlaams-Nederlandse samenwerking – T2009

Het nieuwe gezamenlijke onderzoeks -en monitoringsprogramma rond de langetermijnvisie Schelde-estuarium, gelanceerd in 2009, beoogt een sterkere samenwerking tussen de Vlaamse en Nederlandse overheid. Hiervoor werd een nieuwe werkingstructuur werkgroep Onderzoek en Monitoring (O&M) uitgewerkt. Het OMES-project valt binnen dit onderzoeks- en monitoringsprogramma en alle data verzameld binnen dit project wordt beschikbaar gesteld voor de rapportering en evaluatie langetermijnvisie Schelde-estuarium. VLIZ bouwde een dataportaal uit binnen het project Scheldemonitor (<http://www.scheldemonitor.org>) waar alle datasets die binnen het monitoringsprogramma verzameld worden alsook oudere datasets relevant voor de evaluatie en beschreven binnen de langetermijnvisie Schelde-estuarium samengebracht worden in een beveiligd platform. Aangezien VLIZ verantwoordelijk is voor het beheer van de OMES-databank, neemt ze ook de transfer van de OMES gegevens naar dit dataportaal alsook de aanlevering naar de opdrachtgever en -nemer voor zijn rekening. Op 5 juni 2012 werd de OMES data samen met de data van andere providers aan het T2009 consortium dat de opdracht van de evaluatie binnenhaalde, aangeleverd.

Hoofdstuk 9. Effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden

L. Oosterlee

T. Maris

M. Van de Graaf

H. Backx

S. Temmerman

P. Meire

Eindverslag voor deelstudie 9, periode 2013

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer (ECOB), dep. Biologie, Universiteit Antwerpen
Campus Drie Eiken, Universiteitsplein 1, 2160 Wilrijk.

9.1. Inleiding

Onderzoek naar de effecten van waterkwaliteit en getij op overstromingsgebieden, en in het bijzonder op gecontroleerde overstromingsgebieden met een gecontroleerd gereduceerd getij (GGG), vormen de kerntaak van deeltaak 9. Aanvankelijk richtte deze deeltaak zich op de mesocosmosexperimenten te Wilrijk en te Kruibeke, als voorbereiding op de uitbouw van GGG's.

Sinds 2006 is de klemtoon van het onderzoek van deeltaak 9 verschoven naar het pilootproject Lippenbroek, het eerste GGG wereldwijd. Het onderzoek in de mesocosmosopstelling te Wilrijk werd afgebouwd, en is sinds 2009 geen onderdeel meer van het OMES onderzoek.

In 2010 werd de monitoring van de aantakking “Burchtse Weel” toegevoegd aan het OMES programma. Deze aantakking werd als mitigerende maatregel in het kader van de Oosterweelverbinding door W&Z gebouwd in opdracht van BAM. Voor dit gebied werd een afzonderlijk monitoringsprogramma opgesteld. De resultaten zijn in een afzonderlijke studie uitgewerkt, en worden in de volgende paragraaf kort samengevat.

In 2013 werd het eerste grotere GGG geopend: Bergenmeersen. Eerst fungeerde Bergenmeersen als gecontroleerd overstromingsgebied (GOG), zonder natuurfunctie. Aangezien de Vlaamse Regering in 2004 besliste dat één van de hoofdoelstellingen van het Sigmaplan, naast veiligheid, ook natuurontwikkeling is, werd Bergenmeersen omgevormd tot GOG-GGG. Door natuurontwikkeling te combineren met veiligheid kunnen habitatdoelstellingen in hetzelfde gebied gerealiseerd worden. Op 12 maart 2012 zijn de werken voor de omvorming van GOG naar GOG-GGG van start gegaan zodat het gebied uiteindelijk in werking kon treden op 25 april 2013.

De voorbereidingen die in 2013 werden getroffen voor de opening van het Bazels zullen ook in dit rapport worden behandeld. De opening van het gehele GOG-GGG KBR is nog niet aan de orde maar een deel van het gebied, namelijk het Bazels GGG, zal in het voorjaar van 2014 functioneel kunnen worden. Door de hoge inlaat en lage uitlaatsuizen zal getracht worden het getij opnieuw te introduceren in dit gebied zodat een getijafhankelijk grasland kan ontwikkelen. De voorbereidingen

om bij de opening van het gebied direct van start te kunnen gaan met de monitoring, zijn reeds getroffen.

De monitoring van deze gebieden valt onder de noemer van “projectmonitoring”, en wordt binnen het kader van MONEOS door OMES uitgevoerd.



Figuur 9.1: Situering van de monitoringsgebieden langs de Schelde

9.1.1. MONEOS, een overkoepelend monitoringsprogramma

Voor het Schelde-estuarium werd een overkoepelend monitoringsprogramma opgesteld: MONEOS. Dat programma beschrijft drie types monitoring: systeemmonitoring, onderzoeksmonitoring en projectmonitoring.

- De **systeemmonitoring** is een langlopend programma dat alle basisparameters voor het goed functioneren van het Schelde-ecosysteem opvolgt. De OMES monitoring in de Zeeschelde vormt een belangrijk onderdeel van de systeemmonitoring in het estuarium.
- De **onderzoeksmonitoring** omvat de gedetailleerde opvolging van pilootprojecten om meer inzicht te verwerven. Het Lippenbroek is zo'n onderzoeksmonitoringsproject waarbij we kennis vergaren voor de ontwikkeling van andere gecontroleerde overstromingsgebieden met gereduceerd getij (zoals Bergenmeersen en Bazel).
- De monitoring in Bergenmeersen (en in de toekomst ook Bazel) is **projectmonitoring**. Met een programma voor projectmonitoring gaan we gedurende de eerste drie jaar na de opstart van het gebied na in hoeverre het gebied voldoet aan de gestelde verwachtingen en of het in goede richting evolueert. Door de vinger aan de pols te houden, worden mogelijke

problemen sneller gedetecteerd. Dat maakt adaptief beheer en bijsturing mogelijk. Projectmonitoring is hiervoor het geschikte instrument. Het MONEOS-rapport omschrijft projectmonitoring als die monitoring die – aanvullend op de reguliere systeemmonitoring – wordt uitgevoerd om bepaalde parameters met verhoogde frequentie te meten, beperkt in tijd en ruimte. Na een periode van drie jaar volgt een evaluatie. Als alles naar wens verloopt, kan de projectmonitoring worden afgebouwd en wordt het gebied opgenomen in de reguliere systeemmonitoring.

Ook de monitoring te Burchte Weel is een voorbeeld van projectmonitoring. Na realisatie van dit gebied werd door opdrachtgever BAM geen monitoring- of beheerprogramma opgesteld. Nochtans werd vrij snel duidelijk dat het gebied, door zeer sterke aanslibbing, niet voldoet aan de gestelde doelen. Omdat Burchtse Weel op termijn door BAM overgedragen zal worden aan W&Z, wenste W&Z een duidelijk beeld van de huidige situatie in het gebied, de te verwachten trends en mogelijkheden voor toekomstig beheer. Daarom wordt nu binnen OMES een beperkte projectmonitoring uitgevoerd.

9.1.2. Gecontroleerd gereduceerd getij

Stijging van de zeespiegel en een verhoogde stormintensiteit en –frequentie vormen een zware bedreiging voor laaggelegen kustzones en estuaria. In deze gebieden spelen schorren een belangrijke rol door het verspreiden van de getijdenenergie en bescherming tegen stormvloed (Mitsch and Gosselink, 2000). Naast de veiligheidsfunctie spelen schorren een belangrijke rol in nutriëntencyclering (o.a. Gribsholt et al., 2005; Jacobs et al., 2008; Struyf et al., 2006) en worden ze gekenmerkt door hoge habitatdiversiteit. Ondanks deze waardevolle ecosysteemfuncties is globaal een enorm verlies aan schorrenareaal waargenomen over de afgelopen decennia (Lotze et al., 2006), voornamelijk veroorzaakt door menselijke activiteiten, zoals indijken en havens. Verschillende landen hebben plannen voor het herstel van schorren op eerder ingepolderd land, of hebben deze plannen recent uitgevoerd, om de waardevolle ecosysteemfuncties van schorren te herstellen (Williams and Faber, 2001; Bakker et al., 2002; Pethick, 2002; Wolters et al., 2005; Cox et al., 2006; French, 2006; Maris et al., 2007).

Het succes van ontpoldering hangt voornamelijk af van de geïnduceerde sedimentatie- en erosieprocessen. Een toename van de oppervlaktehoogte heeft een effect op de waterbergingcapaciteit van het ontpolderde gebied en daarmee het bufferend effect bij overstroming. Aan de andere kant zijn veranderingen in hoogte cruciaal voor de kolonisatie en evolutie van schorrenecosystemen. In het Schelde-estuarium is het gemiddeld hoogwater niveau (Mean High Water Level; MHWL) veel sterker toegenomen vergeleken met de Belgische kustzone (resp. 1,5 en 0,3 m) over de laatste 100 jaar (Temmerman et al., 2004b).

In de 20^e eeuw is de relatieve oppervlak aan intertidale gebieden verminderd met ongeveer 20% (Meire et al., 2005).

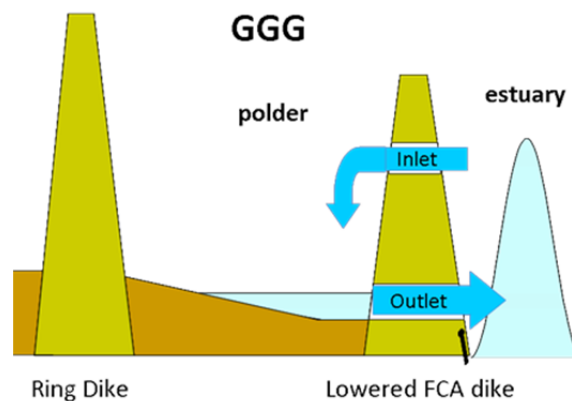
Om opgewassen te zijn tegen de problemen van zeespiegelstijging en het verlies van intertidale gebieden worden ingepolderde gebieden langs het Belgisch gedeelte van het estuarium omgezet in Gecontroleerde Overstromings Gebieden (GOG) met een Gecontroleerd Gereduceerd Getij (GGG) (Cox et al., 2006; Maris et al., 2007).

9.1.3. Verschil klassiek GGG (Lippenbroek) en aantakking Burchtse Weel

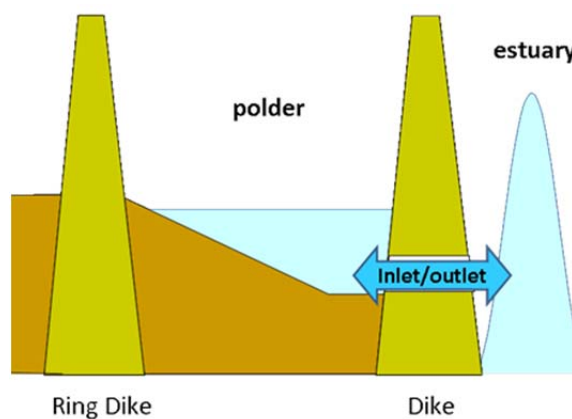
Lippenbroek, Bergenmeersen en Bazel zijn GGG's: gebieden met gecontroleerd gereduceerd getij (Figuur 9.2). Een GGG heeft een hoge inlaatsluis en een lage uitlaatsluis. Door middel van de sluizen

wordt het getij drastisch gereduceerd. Dit betekent voor Lippenbroek een reductie van ca. 3 meter voor de hoogwaters in de polder ten opzichte van de Schelde. Bij die reductie blijft echter het verschil in waterstand tussen springtij en doottij behouden. Bij doottij komt er nauwelijks water in een GGG, bij springtij veel. Het springtij-doottij verschil is een belangrijke eigenschap van natuurlijke slik-schorsystemen en van groot belang voor het ontwikkelen van een functioneel en divers schorrenlandschap.

Bij Burchtse Weel wordt in hoofdzaak maar 1 constructie gebruikt voor in- en uitlaat: een laaggeplaatste sluis (Figuur 9.3). In Burchtse Weel wordt hierdoor de tijhoogte en de tijamplitude amper gereduceerd. Verschil tussen springtij en doottij wordt een beetje gedempt. Burchtse Weel mag daarom geen echt GGG genoemd worden; aantakking is een betere term. Gezien het water in en uit gaat via dezelfde sluisconstructie, wordt deze vorm in het Engels ook een 'simple culvert system' genoemd. Zowel een GGG als een enkele sluis vallen onder de Engelse term Regulated Tidal Exchange (RTE); het getij kan op een gecontroleerde wijze worden toegelaten.



Figuur 9.2 Sluisprincipe bij een GGG (Lippenbroek, Bergenmeersen, BGGG)

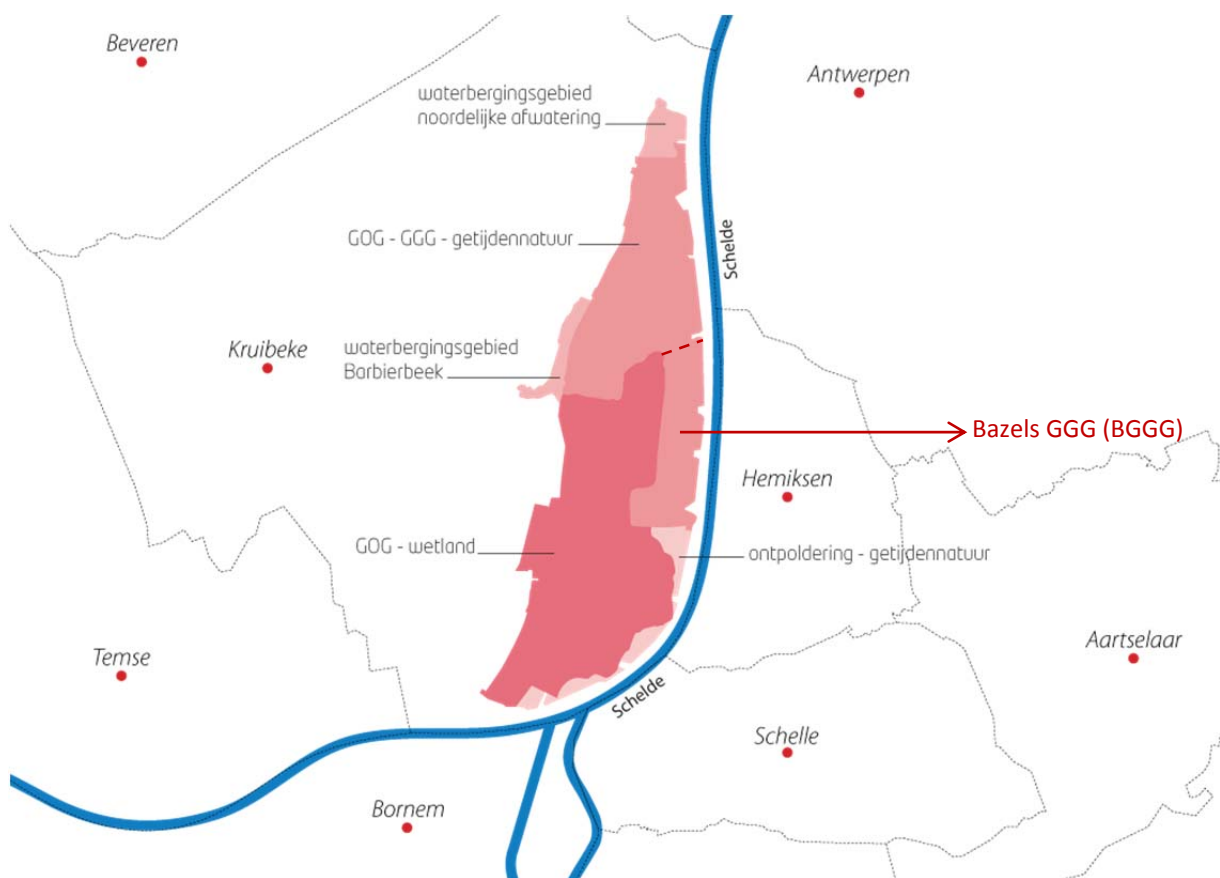


Figuur 9.3 Sluisprincipe bij de aantakking Burchtse Weel

9.2. Studie Bazels GGG

9.2.1. Inleiding

In 1994 werd door de Vlaamse Regering beslist dat in de polders van Kruibeke, Bazel en Rupelmonde, die in het oorspronkelijke Sigmaplan van 1976 enkel aangeduid waren als GOG, nu een invulling zouden krijgen als natuurgebied: 150 ha weidevogelgebied en 300 ha slikken en schorren. De werkzaamheden in het volledige gebied zijn nog niet afgerond maar een deel van de Bazelse polder kan reeds geopend worden. Dit deel van het grote GOG werd, net als de hele Kruibeekse Polder, aangeduid voor de ontwikkeling van estuariene natuur via het GGG concept. Door middel van een sluisconstructie met gecombineerde in- en uitlaat boven elkaar, wordt een gereduceerd getij, maar met behoud van springtij-doodtijvariatie, in de polder geïntroduceerd.



Figuur 9.4: Situering Bazels GGG (BGGG) in GOG Kruibeke Bazel Rupelmonde. Bron: <http://www.sigmaplan.be/nl/projectgebieden/kruibeke-bazel-rupelmonde>.

In de Bazelse polder zullen weidevogelgebied en estuariene natuur in elkaar overvloeien. Het GGG te Bazel zal daarom geen klassiek schor worden met riet of wilgenstruweel. Hier wordt gestreefd naar een begraasd schor, zodat dit getijdengebied aantrekkelijk wordt voor weidevogels. Dit heeft bepaalde implicaties voor het in te stellen getij. Het getij moet immers de ontwikkeling van vochtige graslanden bevorderen, maar mag geen hinderpaal vormen voor begrazing of maaibeheer. Een goede instelling van de tijhoogtes en overstromingsfrequentie, evenals een vlotte uitwatering bij eb zullen nodig zijn. Het is essentieel de hoeveelheid water die binnenkomt en de overspoelde oppervlakte bij het open stellen van de sluisen goed te kunnen inschatten. Daarom werd reeds een

voorbereidende studie gestart en werden meetopstellingen geplaatst die een nauwgezette evolutie na opening van het gebied kunnen registreren.

9.2.2. Voorbereidende studie

De gewenste tijslag en de hiervoor benodigde dimensies voor de bouw van de in- en uitlaatsluizen werden bij het opstellen van het Integraal Plan bepaald door het Waterbouwkundig Labo, in samenspraak met de Universiteit Antwerpen. Echter, een gedetailleerde beschrijving van de instelling van de sluizen op maat van de toekomstige geomorfologie van het gebied, is nog niet voorhanden.

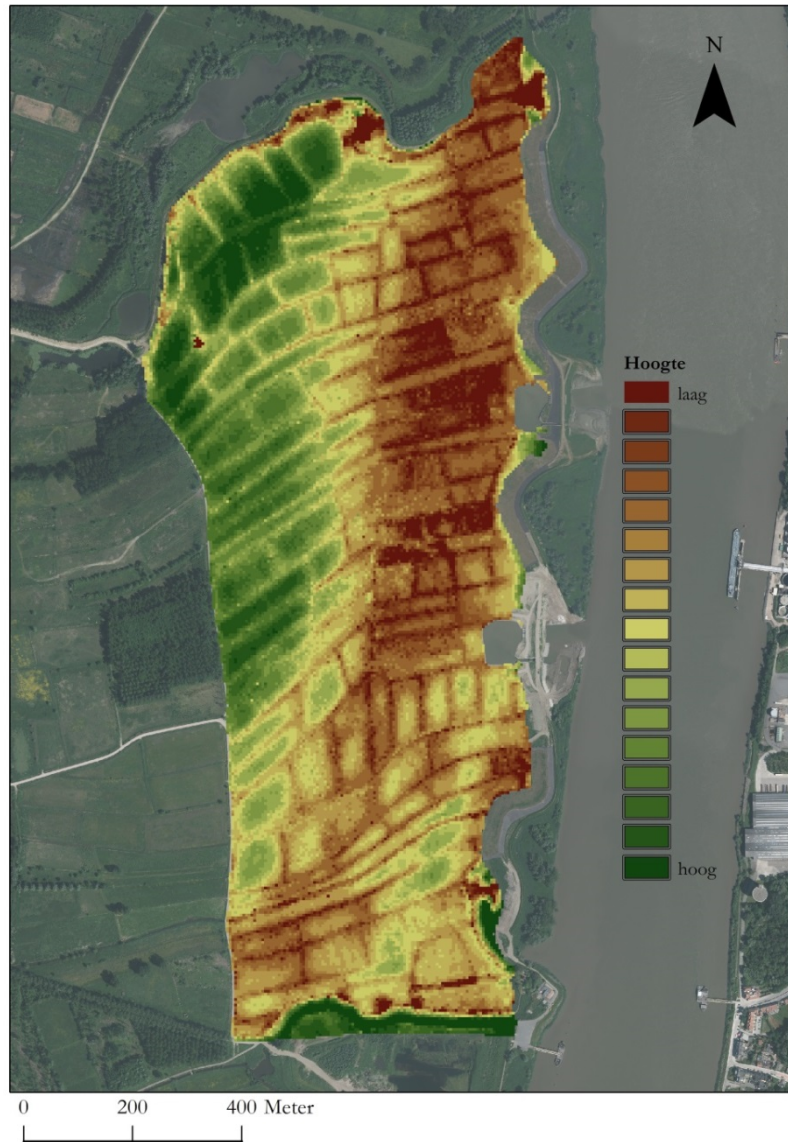
Een nauwkeurige instelling van het meest geschikte getij is van essentieel belang voor een goede ontwikkeling van het gebied, met als doel het gewenste eindbeeld te bekomen. Bij estuariene natuur is immers de drijvende kracht achter de ecologische ontwikkeling het getij. Het uitgewisselde volume water (en zwevende stof), de overstromingsfrequentie, -duur en -hoogte zullen determinerend zijn voor de ontwikkeling van het gebied.

Eerst is het noodzakelijk een nauwkeurig Digitaal Terreinmodel (DTM) van het gebied te maken. Voor de zones in het uitgestrekte gebied die niet vergraven zijn kan het DTM van voor de werken gebruikt worden. De vergraven zones werden met behulp van een "RTK GPS" ingemeten op het terrein. De meetpunten dichtst bij de dijk zijn ingemeten door W&Z aan ons ter beschikking gesteld. Om het DTM te vervolledigen werden gespreid extra punten ingemeten. Zodoende werd een nieuw, geactualiseerd DTM opgesteld (Figuur 9.5). Op basis van dit DTM kunnen dan de waterhoogtes en overstroomde oppervlaktes (Figuur 9.6) bij verschillende instroomvolumes ingeschat worden (in ArcGIS – 3D Analyst) . Op basis van bovenvermelde berekeningen kan een geschikte sluisconfiguratie ingeschat worden. De ervaring leert dat deze sluisconfiguratie wellicht niet meteen het meest ideale getij oplevert. Kleine verschillen in modellen of DTM kunnen immers relatief grote verschillen in overstroomde oppervlakte opleveren. Door het verhogen of verlagen van schotbalken kan het instromende volume water bijgesteld worden, en bijgevolg ook de overstroomde oppervlakte. Bijzondere aandacht gaat hierbij naar de verschillen in overstroomde oppervlakte tussen springtij en doottij. Die verschillen bepalen de overstromingsfrequentie, en zijn determinerend voor de ontwikkeling van een divers ecosysteem.

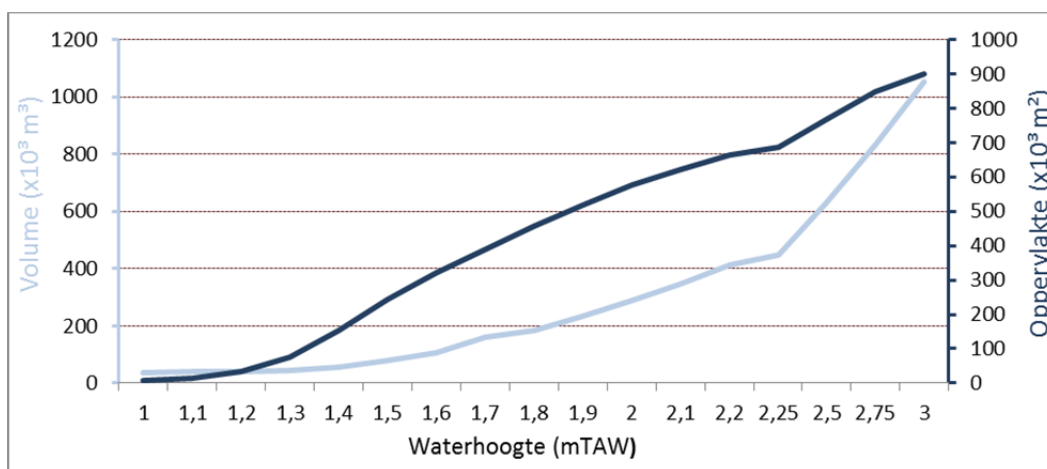
In 2014 zal het getij aanvankelijk zeer beperkt worden ingesteld en nadien nauwkeurig opgevolgd. Na evaluatie van het ingestelde getij, kan dan de sluisconfiguratie aangepast worden. Het nieuw ingestelde getij wordt opnieuw opgevolgd en geëvalueerd tot de meest geschikte sluisconfiguratie is gevonden.

Voor een opvolging van het getij tijdens de opstartfase, maar ook voor het latere sluisbeheer in functie van de ontwikkeling van het gebied, zijn verschillende tijposten vereist. Drukmeters (Diver) registreren automatisch waterstanden en zullen verspreid over het gebied worden opgesteld. Sedimentatie wordt opgevolgd met SET (surface elevation table) meetopstellingen. Deze opstellingen laten een nauwkeurige registratie toe van veranderingen in het bodempeil ten gevolge van sedimentatie of erosie. Dit is nuttig tijdens de opstartfase, maar is vooral nuttig om in de jaren nadien de sedimentatie in detail te blijven volgen. De SET-methode is uiterst geschikt om hoogteveranderingen tot op 2 mm nauwkeurig te meten. Voor details van de SET-methode wordt verwezen naar vorige OMES-rapporten (Maris et al., 2008).

In 2013 zijn in het gebied reeds enkele peilbuizen met daarin 'divers' en SET-meetopstellingen geplaatst, die in de beginfase zullen gebruikt worden om de geomorfologische evolutie nauwgezet op te volgen. Ook werd er bij elke SET-opstelling een 'marker horizon' (9.5.3) geïnstalleerd om de beweging (zwellen of inklinken) van onderliggende grondlagen te kunnen registreren.



Figuur 9.5 Digitaal terreinmodel Bazels GGG. De grenzen van het DTM komen overeen met de afbakening gevolgd op het integraal plan van het GOG-GGG KBR.



Figuur 9.6 Overstroomde oppervlakte (m^2) en volume water in het gebied (m^3) bij specifieke waterstanden in het Bazels GGG.

9.2.3. Vegetatie

De vegetatiekaart van het overstromingsgebied Bazel werd in de zomer van 2013 gemaakt. Aangezien dit de eerste karteerronde was, is het niet mogelijk om de veranderingen in de vegetatie te beschrijven; 2013 dient dus vooral als een “nulpunt”. PQ-opnamen werden ook in deze periode gemaakt. Dit gebeurde in 2013 slechts een keer, maar vanaf 2014 zal dit meerdere keren per jaar gebeuren. Grasland is het meest voorkomende vegetatietype (Tabel 9.1, deze geeft de resultaten van de vegetatiekaart weer). De meest voorkomende soorten in de graslanden zijn Engels raaigras, fioringras, witte klaver, kruipende boterbloem, allen soorten die kenmerkend zijn voor (zeer) voedselrijke standplaatsen. Het regelmatige voorkomen van fioringras in een groot deel van de graslanden duidt ook op vochtige tot natte condities (Weeda *et al*, 1994). Ook het uitbundige optreden van pitrus in enkele graslanden duidt op vochtige condities. De vochtige graslanden liggen met name aan de oostelijke kant van het studiegebied. Aan de noordkant van het gebied liggen enkel vochtige graslanden die waarschijnlijk minder voedselrijk zijn en hoge natuurwaarden vertegenwoordigen. Tweerijige zegge en heelblaadjes zijn hier aangetroffen en beide soorten zijn indicatief voor minder voedselrijke standplaatsen in vergelijking met soorten al Engels raaigras en fioringras. Beide soorten kunnen indicatief zijn voor dottergraslanden en duiden op minder voedselrijke standplaatsen. Dottergraslanden zijn kenmerkend voor vochtige tot natte standplaatsen maar hierbij wordt het natte milieu vooral door een hoog grondwaterpeil verkregen. Tijdens het groeiseizoen moet er ook sprake zijn van een zekere mate van aëratie in de bodem plaats vinden. Overstroming wordt door dottergraslanden slechts in beperkte mate getolereerd (en door sommige associaties zelf in het geheel niet, zie ook Zwaenepoel *et al*, 2002). In hoeverre we hier te maken hebben met echte dottergraslanden is niet te zeggen; de karteerronde vond hiervoor te laat in het jaar plaats.

Tabel 9.1 Percentueel aandeel van de soorten in de vegetatie (op gebiedsniveau) in het overstromingsgebied van Bazel. De twee kolom geeft de som van de soorten van de desbetreffende biotoop weer. (Soorten zijn gerangschikt naar hun meest karakteristiek biotoop. Hierbij moet wel vermeldt dat dit onderscheid niet waterdicht is).

Grasland	<i>Engels raaigras</i>	21,7
	<i>fioringras</i>	9,0
	<i>kruipende boterbloem</i>	5,9
	<i>gestreepte witbol</i>	3,3
	<i>ruw beemdgras</i>	2,3
	<i>pitrus</i>	2,1
	<i>Italiaans raaigras</i>	2,1
	<i>gewoon struisgras</i>	0,5
	<i>ruige zegge</i>	0,4
	<i>zilverschoon</i>	0,4
	<i>glanshaver</i>	0,4
	<i>hondsdrif</i>	0,3
	<i>timoteegras</i>	0,3
	<i>geknikte vossenstaart</i>	0,2
	<i>paardenbloem</i>	0,2
	<i>heermoes</i>	0,2
	<i>mannagrass</i>	0,2

	<i>rode klaver</i>	0,1
	<i>grote vossenstaart</i>	0,1
	<i>veldzuring</i>	0,1
	<i>heelblaadjes</i>	< 0,1
	<i>gewone veldbies</i>	< 0,1
	<i>tweerijige zegge</i>	< 0,1
	<i>gewoon biggenkruid</i>	< 0,1
	<i>basterdklaver</i>	< 0,1
	<i>gewone waterbies</i>	< 0,1
Totaal graslandsoorten		49,6 %
Bossen	<i>witte klaver</i>	7,5
	<i>kastanje</i>	7,3
	<i>zwarte els</i>	5,7
	<i>zomereik</i>	4,7
	<i>wilg</i>	1,5
	<i>populier</i>	0,6
	<i>beuk</i>	0,2
	<i>bosandoorn</i>	0,1
	<i>dagkoekoeksbloem</i>	0,1
Totaal bossoorten		27,7%
Water	<i>klein kroos</i>	< 0,1
	<i>dwergkroos</i>	< 0,1
	<i>gele plomp</i>	< 0,1
	<i>waterlelie</i>	< 0,1
	<i>hoge cyperzegge</i>	< 0,1
	<i>puntkroos</i>	< 0,1
	<i>blauw glidkruid</i>	< 0,1
	<i>gele lis</i>	< 0,1
	<i>grote egelskop</i>	< 0,1
Totaal watersoorten		0,13%
Vochtige t/m natte ruigten	<i>riet</i>	9,0
	<i>grote brandnetel</i>	1,6
	<i>moeraszegge</i>	1,0
	<i>oeverzegge</i>	0,4
	<i>smeerwortel</i>	0,3
	<i>heen</i>	0,2
	<i>kale jonker</i>	0,2
	<i>grote kattenstaart</i>	0,2
	<i>koninginnekruid</i>	0,1

	<i>liesgras</i>	0,1
	<i>harig wilgenroosje</i>	0,1
	<i>grote lisdodde</i>	0,1
	<i>watermunt</i>	0,1
	<i>zeegroene ganzevoet</i>	< 0,1
	<i>haagwinde</i>	< 0,1
	<i>riet</i>	< 0,1
	<i>dauwbraam</i>	< 0,1
	<i>moesdistel</i>	< 0,1
	<i>zeegroene rus</i>	< 0,1
	<i>moerasspirea</i>	< 0,1
	<i>wolfspoot</i>	< 0,1
	<i>spiesmelde</i>	< 0,1
	<i>veenwortel</i>	< 0,1
	Totaal vochtige t/m natte ruigten	13,5%
Droge tot vochtige ruigten	<i>braam</i>	4,3
	<i>akkerdistel</i>	1,3
	<i>kweek</i>	0,7
	<i>gewone berenklaauw</i>	0,4
	<i>rietgras</i>	0,4
	<i>perzikkruid</i>	0,3
	<i>gewone hennepnetel</i>	0,3
	<i>reuzenbalsemien</i>	0,3
	<i>gekroesde melkdistel</i>	0,2
	<i>raapzaad</i>	0,1
	<i>korrelganzevoet</i>	0,1
	<i>kluwenzuring</i>	0,1
	<i>grote weegbree</i>	0,1
	<i>hanepoot</i>	0,1
	<i>witte honingklaver</i>	0,1
	<i>reukloze kamille</i>	0,1
	<i>melganzevoet</i>	< 0,1
	<i>Canadese fijnstraal</i>	< 0,1
	<i>kompassla</i>	< 0,1
	<i>vogelwikke</i>	< 0,1
	<i>gewone raket</i>	< 0,1
	<i>kantige basterdwederik</i>	< 0,1
	<i>ridderzuring</i>	< 0,1
	Totaal droge tot vochtige ruigten	9,1%

De graslanden waren reeds gemaaid. Hierdoor was het niet mogelijk om deze graslanden meer gedetailleerd te inventariseren op zeldzamere soorten. Het wordt wel aanbevolen om dit de komende jaren te doen zodat er kan worden nagegaan in hoeverre deze soortenrijkere graslanden bestand zijn tegen periodieke overstromingen met voedselrijk water.

Aan de westkant van het gebied worden graslanden aangetroffen die een droger karakter hebben; gestreepte witbol komt hier meer frequent voor en aan de noordelijke rand komen graslanden voor waar gewoon struisgras algemeen voorkomt. Verder nemen Engels en/of Italiaans raaigras een belangrijk aandeel in deze graslanden in. Deze graslanden hebben dus, net zoals de meeste vochtigere graslanden, een sterk eutroof karakter.

De percelen van het studiegebied worden van elkaar gescheiden door een uitgebreid stelsels van, vooral smalle, grachten. In veel van deze grachten komt riet dominant voor. Andere soorten die hier voorkomen zijn moeras- en oeverzegge maar ook verschillende kroossoorten zoals dwergkroos en klein kroos. Al deze soorten zijn kenmerkend voor voedselrijk water.

Riet en moeras- en oeverzegge vormen ook ruigten in het gebied. Deze komen verspreid tussen de graslanden voor, met name in het centrale en noordelijke deel van het studiegebied. Deze vegetatietypen zijn zeer productief maar kunnen toch relatief rijk aan soorten zijn. Met name hoge kruiden zoals grote kattenstaart, harig wilgenroosje, moesdistel en koninginnenkruid kunnen uitbundig voorkomen. Ook werd in deze ruigten een soort aangetroffen die in Vlaanderen zeer zeldzaam is namelijk de moerasmelkdistel (deze had echter een lage bedekking, vandaar het ontbreken in Tabel 9.1).

Moerasmelkdistel staat in Vlaanderen op de Rode lijst in de categorie zeldzaam (Vanlanduyt *et al.* 2006). De groeiplaats in Bazel is bijzonder te noemen. Dit komt omdat in Vlaanderen is moerasmelkdistel vooral gekend is van buitendijkse groeiplaatsen, in voegen tussen het stenen substraat dat langs de Schelde ligt. In Bazel groeit ze echter binnendijs op onverharde bodem. Vandevorde *et al.* (2002) vond deze soort hier ook al meer dan tien jaar geleden. Dit is dus een bestendige groeiplaats. De soort kan overstroming verdragen dus het is niet te verwachten dat deze op termijn zal gaan verdwijnen. Gezien de zeldzaamheid van deze soort is het aan te bevelen deze soort ook in het oog te houden door bijvoorbeeld jaarlijks de aantallen tellen. Dit is niet moeilijk gezien de hoogte van de plant.

Ruigten van drogere standplaatsen worden ook aangetroffen en worden vooral aan randzone in het oostelijke en zuidelijk deel aangetroffen. Enkele soorten die hierin zijn aangetroffen zijn grote brandnetel, gewone raket, witte honingklaver, gewone hanepoot, gewone bereklauw etc. Dit zijn ruderaal soorten oftewel soorten die verschijnen op plekken die regelmatig verstoord worden. Andere kenmerken van de standplaats zijn licht vochtige tot droge, (zeer) voedselrijke condities. Deze vegetaties zijn het gevolg van recente activiteiten in het gebied. Aan de noordkant van het studiegebied komen enkele bossen voor. De dominerende soorten in de boomlaag zijn kastanje, zomereik en zwarte els. De kruidlaag wordt gedomineerd door braam en grote brandnetel maar hier en daar is de vegetatie open van karakter. Hier wordt dagkoekoeksbloem algemeen aangetroffen. Langs het pad in deze bossen komen ruigten voor die worden gedomineerd door grote brandnetel en reuzenbalsemien.

Samenvattend kan worden gezegd dat het overgrote deel van Bazel uit zeer voedselrijke graslanden bestaat die verder zeer soortenarm zijn. Verspreid liggen enkele graslanden die een schraler karakter kennen en enkele natte ruigten die door zeggen en/of riet worden gedomineerd. De intensieve ingrepen die worden uitgevoerd zijn de reden tot de vestiging van ruigtegemeenschappen in de randzones. Verwacht mag worden dat deze weer zullen verdwijnen. Riet en zeggengemeenschappen domineren de grachten die verspreid doorheen het gebied liggen. In het noorden liggen enkele bossen waarvan de kruidlaag grotendeels verruigd is.

9.3. Bergenmeersen

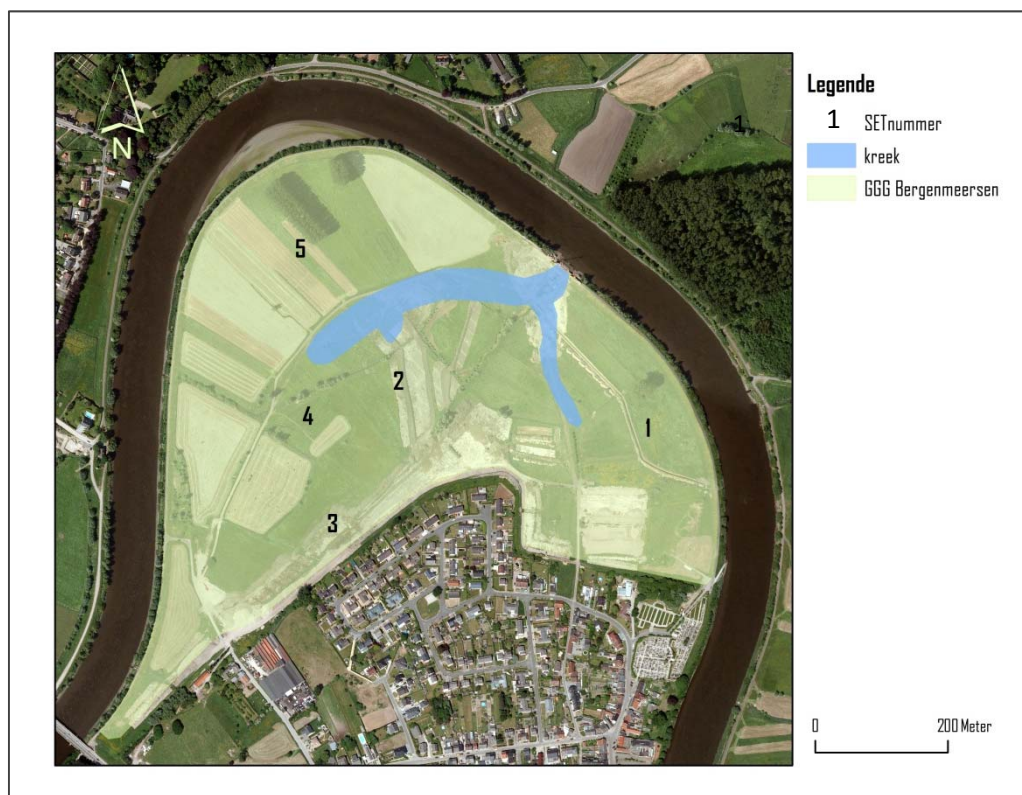
9.3.1. Inleiding

Eén van de Sigma-projectgebieden uit de cluster “Kalkense Meersen” is Bergenmeersen, gelegen te Wichelen (Figuur 9.1). De verandering van het gebied van GOG naar GOG-GGG startte in maart 2012 en was afgerond in april 2013. Doel was een zo gunstig mogelijk getij in te stellen om de doelstelling voor het GGG in te vullen: een functioneel intergetijdengebied dat een bijdrage levert aan ecosysteemfunctioneren van de Schelde. Het gebied moet bovendien op een duurzame manier te beheren blijven, de veiligheidsfunctie als GOG mag nooit in het gedrang komen en er mag geen overlast naar omwonenden ontstaan. Bij dit laatste werd onder andere gedacht aan de mogelijke komst van knijten (soort steekvliegjes) naar het gebied, welke voor omwonenden mogelijk hinder kunnen veroorzaken. Dit alles legt duidelijke randvoorwaarden voor het getij op.

Om de waterhoogte en –distributie binnen het gebied te kunnen modelleren en bijsturen wanneer de sluizen worden geopend, was het opnieuw essentieel over een accuraat DTM te beschikken.

9.3.2. Voorbereidende studie

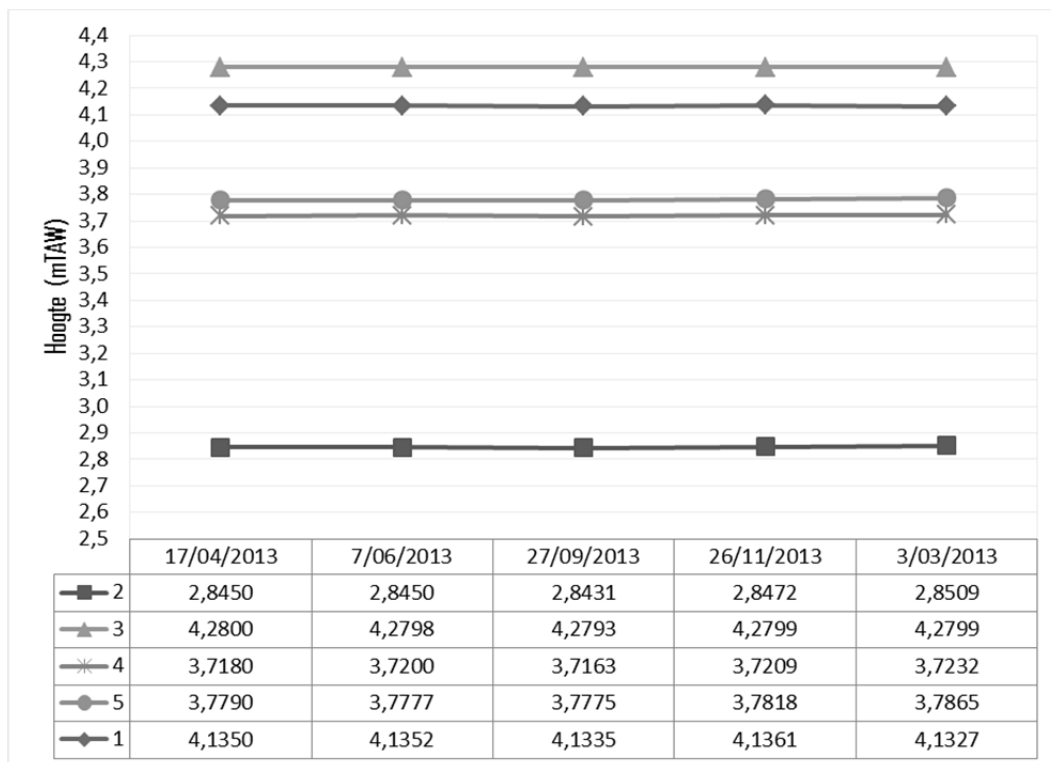
Net zoals in Bazel moest ook hier het DTM geüpdatet worden na de graafwerken bij de aanleg van het gebied. Ook hier werden drukmeters (voor getijregistratie) geïnstalleerd verspreid over het terrein en bij het sluizencomplex. De sedimentatie kan opgevolgd worden bij 5 SET-opstellingen. Op Figuur 9.7 zijn de locaties van de opstellingen ruimtelijk voorgesteld.



Figuur 9.7 Situering SET-opstellingen en piëzometers in het GGG Bergenmeersen.

9.3.3. Erosie-en sedimentatieprocessen

Aangezien het gebied pas sinds april 2013 operationeel is, zijn er nog maar 4 meetcampagnes geweest. Er werden geen problemen vastgesteld met overmatige sedimentatie of erosie. Een duidelijke trend in sedimentatie is binnen de korte tijdspanne van de metingen nog niet waar te nemen (Figuur 9.8).



Figuur 9.8 Absolute hoogte (mTAW) gemeten bij de 5 SET-opstellingen in Bergenmeersen

Begin 2014 werden op de 5 SET-locaties en op 5 andere locaties verspreid over het gebied, ‘marker horizons’ geïnstalleerd (9.5.3). Dit om beweging (zwellings of inklinking) van onderliggende grondlagen te kunnen registreren alsook de inklinking van het sediment afgezet in 2013.

9.3.4. Flora

Op elke SET locatie wordt de vegetatie nauwgezet opgevolgd, analoog aan de methodiek gehanteerd te Lippenbroek. In Bergenmeersen is de vegetatiekaart in de zomerperiode gemaakt. De PQs zijn twee keer opgenomen, één keer in het voorjaar en één keer in de zomer. Aangezien dit de eerste keer was dat er een vlakdekkende vegetatiekaart is gemaakt is het nog niet mogelijk om vegetatieveranderingen te beschrijven.

4.4 ha van het gekarteerde oppervlakte werd als “slik” beschouwd. Deze slikken grenzen aan beide kanten van de gegraven kreek. Er wordt nauwelijks enige vegetatie is aangetroffen, alleen fioringras is soms met een laag percentage aanwezig. Het resterende oppervlak kent wel een goed ontwikkelde vegetatie en de getallen in Tabel 9.2 zijn gebaseerd op dit oppervlak.

Graslanden nemen een groot deel van het gebied in. Hier worden vooral soorten van zeer voedselrijke condities aangetroffen. Ook indiceert een deel van de soorten vochtige tot natte standplaatsen. Een deel van de graslanden is verruigd. Hier domineren soorten als kweek (in de tabel tot de ruigten gerekend) en grote brandnetel. Ruigtevegetaties waren eveneens met een groot oppervlakte aanwezig. Deze werden verspreid doorheen het hele gebied aangetroffen maar met

name in de oostelijke randzone was een groot aaneengesloten areaal aanwezig. De dominante soort hierin was perzikkruid. Een special ruigtetype is aangetroffen aan de westelijke rand van het studiegebied. De dominante soort was bonte wikke, een soort die vrij zeldzaam is in Vlaanderen (Vanlanduyt *et al*, 2006). De soort is typerend voor Zonnige, open tot grazige plaatsen (ook als pionier) op droge tot matig vochtige, matig voedselrijke, vaak omgewerkte gronden.

Ook vochtige tot natte ruigten werden ook aangetroffen. De soorten zijn kenmerkend voor wetlands die op zijn tijd droog kunnen vallen. De standplaatsen worden vooral in het centrale deel van het studiegebied aangetroffen, grenzend aan de aangelegde kreek/slikzones of in de oude grachtjes die nog in het gebied liggen. Riet is in het algemeen de dominerende soort. Grote kattenstaart, scherpe zegge, grote lisdodde en grote waterweegbree komen sporadisch, verspreid voor; de groeiplaatsen liggen nagenoeg allemaal dicht tegen de slikzone of langs het aangelegde knuppelpad.

Er zijn verder enkele kleine populierenbossen en stroken met wilg aanwezig. De ondergroei is zonder uitzondering ruig. Dit zijn vooral grote brandnetel, braam, riet en rietgras.

Tabel 9.2 Percentueel aandeel van de soorten in de vegetatie(op gebiedsniveau) in het overstromingsgebied van Bergenmeersen.

Graslanden	<i>fioringras</i>	22,1
	<i>Engels raaigras</i>	10,1
	<i>glanshaver</i>	6,1
	<i>gestreepte witbol</i>	5,3
	<i>timoteegras</i>	4,9
	<i>kruipende boterbloem</i>	4,4
	<i>grote vossenstaart</i>	3,7
	<i>witte klaver</i>	1,8
	<i>wilde peen</i>	1,5
	<i>Italiaans raaigras</i>	1,4
	<i>ruw beemdgras</i>	0,8
	<i>kropaar</i>	0,8
	<i>rode klaver</i>	0,6
	<i>gewoon struisgras</i>	0,5
	<i>knoopkruid</i>	0,1
	<i>geknikte vossenstaart</i>	0,1
	<i>varkensgras</i>	0,1
	<i>tweerijige zegge</i>	<0,1
	<i>basterdklaver</i>	<0,1
	<i>hopklaver</i>	<0,1
Totaal graslandsoorten		64,0
Bossen	<i>populier</i>	3,8
	<i>wilg</i>	2,9
	<i>zwarte els</i>	0,5
Totaal bossoorten		7,2

Water en	<i>mannagras</i>	1,4	
Vochtige/natte ruigten	<i>grote lisdodde</i>	0,4	
	<i>liesgras</i>	0,4	
	<i>blaartrekkende boterbloem</i>	0,2	
	<i>scherpe zegge</i>	0,1	
	<i>grote waterweegbree</i>	<0,1	
	<i>moeraszuring</i>	<0,1	
	<i>riet</i>	2,0	
	<i>veenwortel</i>	0,4	
	<i>grote kattenstaart</i>	0,2	
	<i>harig wilgenroosje</i>	0,1	
	<i>haagwinde</i>	0,1	
	Totaal watersoorten	5,4	
Droge tot vochtige ruigten	<i>kweek</i>	6,7	
	<i>perzikkruid</i>	6,6	
	<i>grote brandnetel</i>	3,3	
	<i>rietgras</i>	2,2	
	<i>akkerdistel</i>	1,6	
	<i>Canadese fijnstraal</i>	1,2	
	<i>bonte wikke</i>	0,4	
	<i>ridderzuring</i>	0,4	
	<i>gewone berenklauw</i>	0,4	
	<i>knopherik</i>	0,2	
	<i>spiesmelde</i>	0,2	
	<i>bijvoet</i>	0,1	
	<i>braam</i>	0,1	
	<i>speerdistel</i>	0,1	
	<i>kompassla</i>	0,1	
	Totaal droge tot vochtige ruigten	23,3	

9.3.5. Waterkwaliteit

Gedurende een 13uursmeting werd de waterkwaliteit van in- en uitstroom opgevolgd. Deze campagne werd in samenwerking met het Waterbouwkundig Laboratorium uitgevoerd, voor de opmaak van een waterbalans. Hiermee kunnen dan nutriënt- en sedimentbalansen opgesteld worden. De gegevens van WL zijn nog niet beschikbaar, zodat de verwerking van deze eerste waterkwaliteitscampagne nog niet kon afgerond worden.

9.3.6. Waterstanden

Aan elke SET locatie werden de waterstanden continu (elke 5 minuten) geregistreerd.

9.4. Studie Burchtse Weel

9.4.1. Burchtse Weel: achtergrond

Burchtse Weel is een projectgebied tussen de linkeroever van de stad Antwerpen en Burcht (51°12'24"N; 4°21'30"E) (Figuur 9.9). Deze voormalige weel, welke in de 19e eeuw ontstaan is door een dijkdoorbraak, was vóór de constructiewerkzaamheden een recreatiegebied.



Figuur 9.9 Situering van het projectgebied Burchtse Weel. Afbeelding uit BAM-rapport “Project “Herinrichting Burchtse Weel” te Linkeroever Antwerpen in het kader van de aanleg van de Oosterweelverbinding. Verzoek tot ontheffing milieueffectrapportage, definitieve versie februari 2006”.

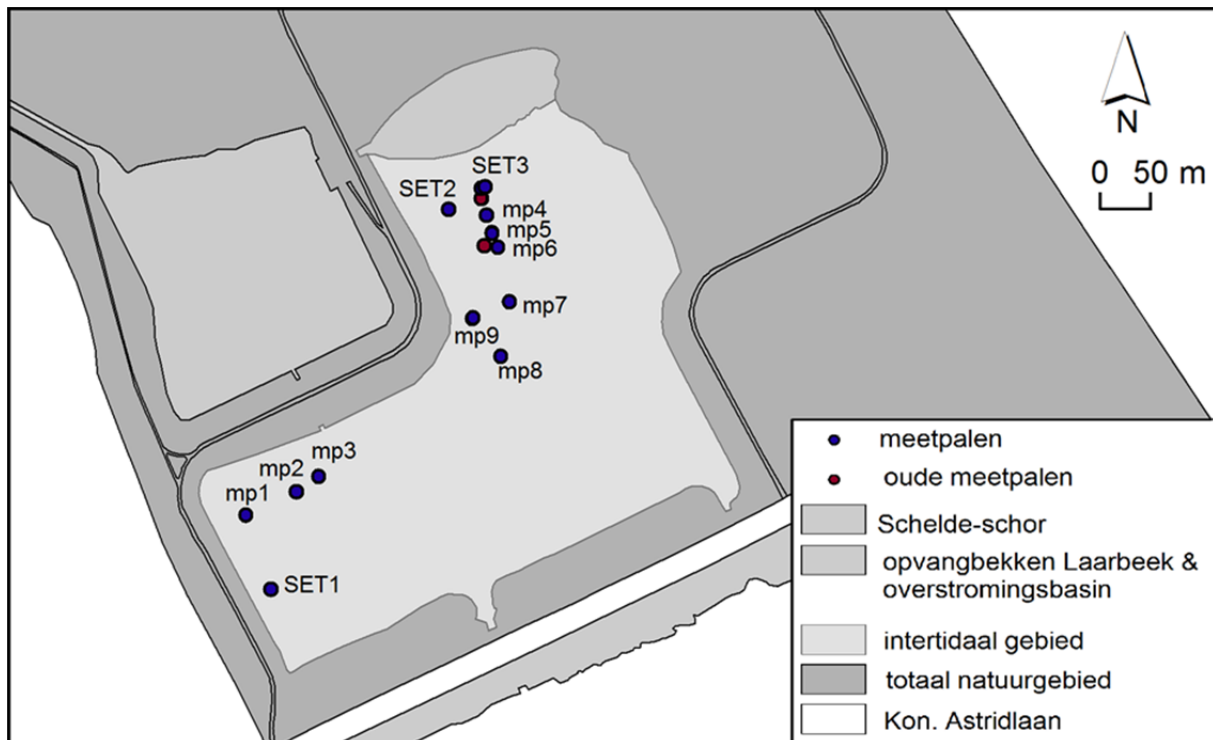
De slikken en schorren van de Beneden-Zeeschelde zijn beschermde habitats (Habitat Richtlijn; HR (1992)). Werkzaamheden in de Zeeschelde mogen dus geen negatieve invloed hebben op deze beschermde habitats, en bij verlies is compensatie noodzakelijk. Burchtse Weel kadert in die verplichtingen en heeft als doel het creëren van estuariene natuur (slikken en schorren), als mitigerende maatregel voor tijdelijke verliezen bij de aanleg van een tunnel onder de Schelde door BAM. De term estuariene natuur is echter breed. Aangezien bij de tunnelwerken vooral een verstoring van de slikken zal optreden, is vermoedelijk het tijdelijk creëren van slikhabitat voldoende voor BAM als mitigerende maatregel. De weel wordt via een sluisstelsel in open verbinding gesteld met de Schelde, waardoor getij terug kan spelen in het gebied.

In paragraaf 9.1.3 werd het verschil uiteengezet tussen een aantakking (Burchtse Weel) en een klassiek GGG (Lippenbroek, Bergenmeersen, Bazels GGG). De sluisconstructie bij Burchtse Weel waar 1 laaggelegen sluis wordt gebruikt voor zowel in- als uitlaat, is verschillend van het sluisstelsel van een GGG. De sluisen van Burchtse Weel naar de Schelde zijn op 21 januari 2011 opgezet. Overstromingshoogte, duur en frequentie verschilt sterk ten opzichte van een GGG. Andere overstromingsfrequenties hebben geleid tot andere vegetatie-, sedimentatie- en erosiepatronen ten opzichte van een GGG. Aangezien het inkomend tijvolume veel groter is (10x), is de instroom meer geladen met zwevende stof en slijt de weel sneller op. De effecten hiervan op de bodemdierengemeenschap, de troebelheid van het water, de algengroei, de vispopulatie en de zuurstofhuishoudingen worden nagegaan om het succes van het herstelproject in te schatten. In de eerste maanden na introductie van het getij in de weel, werd dan ook een zeer snelle sedimentatie

vastgesteld (om laaggelegen plaatsen 1 cm/dag). Zo'n snelle sedimentatie met slib leidt niet tot de ontwikkeling van een rijk estuarien ecosysteem, maar tot een moddervlakte waarop zelfs steltlopers moeilijk kunnen lopen. Bodemleven is beperkt, vegetatie kan niet kiemen en groeien; de ecologische waarde is gering.

Wegens technische problemen met een oude sluis en het bovenliggende riool zijn op 15 juli 2011 de sluisen weer gesloten. In die periode is de grote hoeveelheid slib die op die korte periode was afgezet, ingeklonken. In eerste instantie werd via basismonitoring van het gebied opgevolgd. Bij de afsluiting van de sluisen is de monitoring geminimaliseerd tot het meten van hoogteveranderingen en vegetatie-opnames. Dan, op 22 maart 2013 werd de weel weer opengesteld en is de sedimentatie terug begonnen. Voor de opvolging van de snelle sedimentatieproblematiek is er een beperkt monitoringsprogramma opgestart. De heropening van het gebied leidt opnieuw niet tot de ontwikkeling van een waardevolle estuariene natuur op korte termijn. Ook het succes op lange termijn is nog steeds twijfelachtig.

9.4.2. Sedimentatie- en erosieprocessen



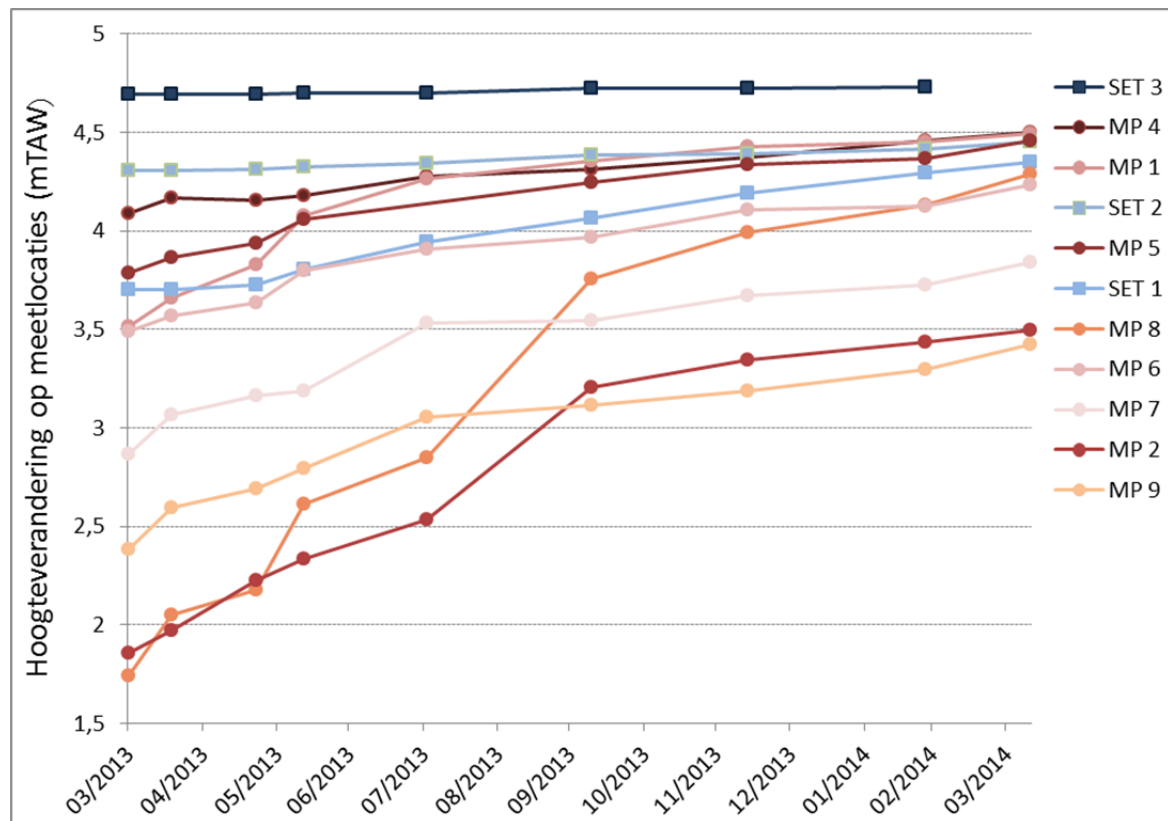
Figuur 9.10 overzicht van meetpunten in de Burchtse Weel. SET1 t/m 3 zijn SET-locaties waar hoogteveranderingen in detail worden gemeten, mp 1 t/m 9 zijn meetpalen waar hoogteveranderingen met minder detail worden gemeten.

Begin april 2011 heeft de UA meetinstallaties geplaatst (SET; Surface Elevation Table) op 3 locaties in de voormalige weel, gebaseerd op verschillende hoogteliggingen t.o.v. gemiddeld hoogwater. In maart 2012 is er een extra SET geplaatst, omdat de oorspronkelijke SET2 niet meer bruikbaar was door hoge opslibbing. Figuur 9.10 toont een plattegrond van de Burchtse Weel, gebaseerd op luchtfoto's en exacte metingen met een DGPS (RTK-DGPS), met daarop de locaties van de huidige 3 SET's weergegeven. Mp9 is een meetpaal die op de locatie van de oorspronkelijke SET2 staat. Deze SET is volledig onder gesedimenteerd en niet meer bruikbaar. Set 1 heeft een lage hoogteligging en werd recent verhoogd omdat hij door sedimentatie dreigde te verdwijnen. Set 2 kent een

gemiddelde en set 3 een hoge hoogteligging. Hoogteverandering in lager gelegen locaties worden opgevolgd met meetpalen (Mp1 t/m 9). Meetpaal 3 was in september 2013 reeds volledig onder gesedimenteerd.

De SET-methode is uiterst geschikt om hoogteveranderingen tot op 2 mm nauwkeurig te meten. Echter, door de hoge opslibbing is deze methode niet overal te gebruiken, maar is gekozen voor een aanvullende, minder nauwkeurige methode van markerpalen. Markerpalen zijn PVC-buizen met een bevestigd meetlint welke vanaf de dijk met een kijker af te lezen zijn. Op deze manier hoeft het gebied niet betreden te worden om toch de hoogteveranderingen van het sediment op die locatie op te volgen. In juni 2011 zijn verschillende markerpalen in het gebied geïnstalleerd. De eerste meting heeft plaatsgevonden op 14 juli 2011, waardoor de palen vanaf dat moment enkel de compactie van het sediment op die locaties weergeeft.

In maart 2013 werden nieuwe markerpalen geïnstalleerd, die verankerd zijn aan een ijzeren staaf die minstens 4 meter in de grond is geslagen. Op deze wijze kan de positie van de markerpalen niet veranderen met inklinking en opzwellen van het sediment en kan met zekerheid worden gezegd dat de hoogtemetingen veroorzaakt worden door veranderingen van de hoogteligging van het sediment.

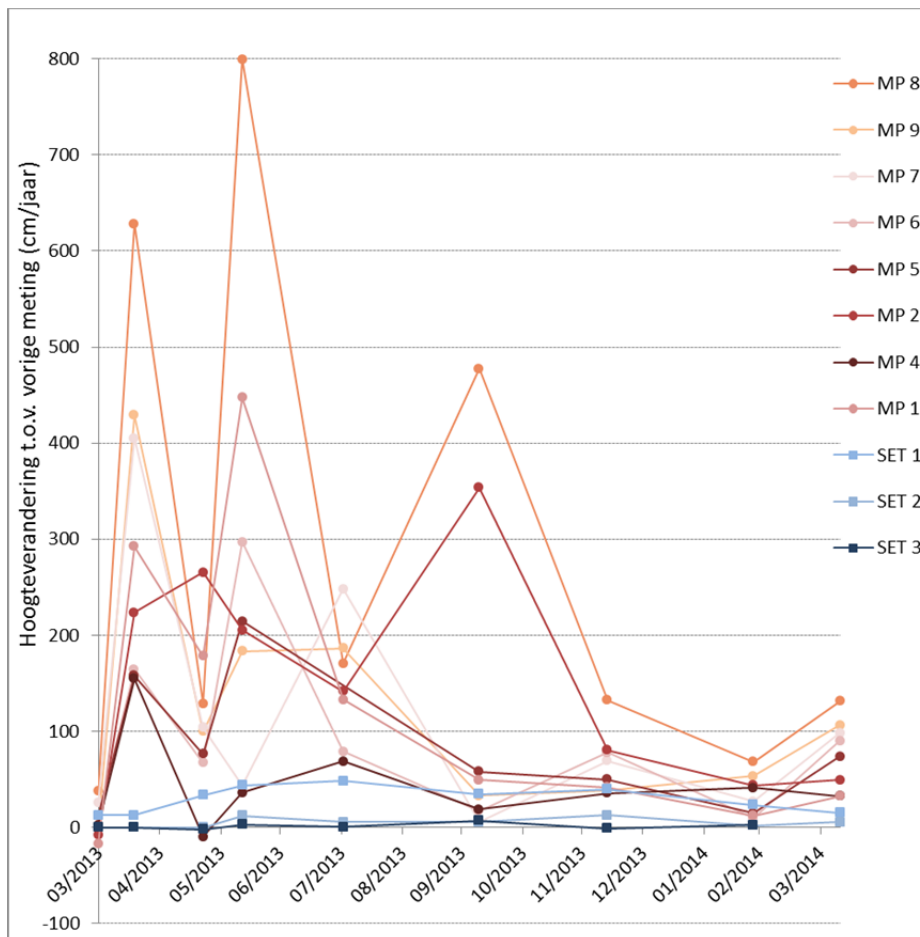


Figuur 9.11 Hoogteveranderingen in de Burchtse Weel in meter TAW tussen maart 2013 en februari 2013, gemeten met SET-methode en met markerpalen op de minder toegankelijke locaties.

Figuur 9.11 geeft de gemeten hoogteliggingen op de locatie van de SET's en de markerpalen weer en de verandering ervan in tijd over 2013. Gezien het feit dat de sluizen gedurende heel 2012 gesloten waren, is de hoogte van het sediment tijdens 2012 niet echt veranderd. Dit is te zien op de grafiek met de hoogteveranderingen over 2012 in het OMES-rapport van 2012. Sinds de opening van de sluizen in maart 2013 stijgt de hoogte op alle meetlocaties in Burchtse Weel. De hoogte van de laag gelegen locaties neemt duidelijk sterker toe. De gemiddelde hoogteverandering in cm/jaar van maart 2013 tot april 2014 is weergegeven in Tabel 9.3.

Tabel 9.3: Gemiddelde hoogteverandering in cm/ jaar voor 2013 en het begin van 2014.

	Gemiddelde ophoging (cm) per jaar	
	2013	2014
SET 1	35,67	19,29
SET 2	6,48	7,59
SET 3	1,40	2,39
MP 1	160,73	22,53
MP 2	43,98	37,18
MP 4	94,88	44,28
MP 5	102,07	50,05
MP 6	128,84	128,40
MP 7	339,37	25,97
MP 8	138,54	67,92
MP 9	180,32	46,61



Figuur 9.12 hoogteveranderingen in cm per jaar ten opzichte van elke vorige meting gemeten in 2013-2014 met markerpalen en SET-methode.

Figuur 9.12 geeft de veranderingen in cm in 2013 weer ten opzicht van de vorige meting. In de periode dat de sluizen gesloten waren (juli 2011 – maart 2013) was de hoogteverandering naar alle waarschijnlijkheid te wijten aan de veranderingen van de grondwatertafel waardoor het sediment lokaal zwelt en compacteert. Dit is echter niet goed na te gaan, gezien we toen geen metingen hadden van de grondwaterstanden. Er kwam in die periode geen Scheldewater binnen dat sediment kon afzetten. Bij de heropening van de sluizen kon de sedimentatie verder zetten. De hoogteverandering is bij elke meting (buiten de eerste (maart 2013)) positief. Periodes met sterke stijging van het grondniveau worden afgewisseld met periodes met gestage stijging van het grondniveau. Er is een extreme hoogteverandering waar te nemen bij meetpaal 8 en 9, tevens de initieel laagst liggende locaties, in november 2013.

Sinds de heropening van de sluizen vond een continue sedimentatie plaats. Bij de uitstroom van het water stroomt het water van steeds steiler wordende hellingen waardoor meer erosie kan optreden. Langzamerhand ontstond in 2013 een krekpatroon. Door de algemene ophoging kan er per getij minder water binnen stromen. Dit betekent dat er ook minder slib het gebied binnen komt. Er werd verwacht dat de aanslibbing langzaam zou afnemen. Dit is ook zichtbaar op figuur 1.11 en figuur 1.12.

Om na te gaan of er compactie is van het afgezette materiaal, zijn er begin 2014 'marker horizons' (9.5.3) geïnstalleerd op vier locaties (SET1, SET2, SET3 en meetpaal 4). Door de snelle sedimentatie zal de diepte van deze 'marker horizons' meermaals per jaar worden gemeten met een gutsboor. Dit in tegenstelling tot de GGG's waar de sedimentatie relatief langzaam gaat ten opzichte van Burchtse Weel en een meting één maal per jaar volstaat.

9.4.3. Flora

De vegetatiekaart en PQ-opnamen in de Burchtse weel zijn in de nazomer gemaakt.

In de Burchtse weel nemen kale, vegetatieloze slikken een groot deel van het oppervlak in. Alleen in de randzones, en dan vooral aan de noordelijke zone en aan andere randzones van het gebied, grenzend aan de dijken, worden goed ontwikkelde vegetaties worden aangetroffen. Dit zijn voor het grootste deel wetlandvegetaties; de hierin aangetroffen soorten kunnen ruwweg in twee grote categorieën worden opgedeeld, namelijk ruigte- en pioniervegetaties. Vegetaties waar de ruigtesoorten in domineren zijn productief en (zeer) soortenarm, vegetaties met vooral pioniergemeenschappen zijn laagproductief, open en relatief rijk aan soorten. Strikt genomen mogen de wilgen natuurlijk ook tot de wetlandsoorten worden gerekend. In de Burchtse weel worden wilgen echter vooral op de hogere, drogere gronden aangetroffen (op enkele kleine patches na in de slikzone).

In de Burchtse weel komen goed ontwikkelde rietvegetaties voor. Met name aan de rand van de westelijke dijk wordt deels een goed ontwikkelde rietzone aangetroffen. De rietvegetatie is daar erg dicht, met lokaal enkele verdunningen, en de individuele planten worden (zeer) hoog. De diversiteit van de vegetatie is echter wel zeer laag aangezien buiten riet nauwelijks andere plantensoorten voorkomen. Het riet groeit hier vanaf de dijk het slik op. In hoeverre dit zich zal uitbreiden is de vraag aangezien overstromingen dit afremmen.

Ook in de noordoostelijk deel is een goed ontwikkelde rietvegetatie aanwezig, waar het voorkomt naast een opschietend wilgenstruweel. Heen komt met name voor aan de noordelijk zone van het overstromingsgebied. Hier komt het in afwisseling voor met pioniervegetaties. Hier is een graduele overgangzone van het slik naar de dijken. Pioniervegetaties nemen hier een groot oppervlakte in. Kenmerkende soorten zijn fioringras en nopjeswier. Dit wier kan lokaal forse aaneengesloten matten vormen waartussen maar weinig planten worden aangetroffen. Goudzuring komt ook regelmatig voor. Goudzuring is een pioniersoort van natte, drooggevalen, voedselrijke tot zeer voedselrijke, zoete tot brakke standplaatsen (Weeda *et al*, 1985) en vindt hier dus een geschikte groeiplaats.

Soorten van droge ruigte/pioniercondities komen ook op de Burchtse weel voor. Deze groeiden soms zelfs hier en daar op het slik (o.a. bezemkruid). Of deze hier stand zullen houden hangt af van de mate van overstroming (waarbij ze weer zullen verdwijnen indien het te nat wordt). Op de hogere zandgronden, die direct aan het slik grenzen, komen deze soorten in grote aantallen voor. De gradiënt van slik naar hogere zandgronden is erg rijk aan soorten. De productiviteit van de vegetatie is hier niet heel hoog (door regelmatig verstoring door het overstromen) waardoor er ruimte ontstaat voor de vestiging van laagblijvende, minder competitieve soorten. Door de gradiënt van nat naar droger zorgt ervoor dat veel soorten een plekje kunnen vinden en deze gradiënt is vanuit botanisch opzicht dan ook erg interessant te noemen. Zeeaster komt verspreid in het gebied voor en groeit o.a. op de verharde dijken. Op deze dijken komt de zeeaster met name algemeen voor in de zone die direct aan het slik grenst. Dit is niet verrassend te noemen. De soort komt optimaal voor op de overgang van schor naar slik, dus net onder de gemiddelde hoogwaterlijn. Ondanks haar robuuste karakter is de soort niet erg competitief en op drogere sites wordt ze al snel weg geconcentreerd door andere soorten (Weeda *et al*, 1991). De onderste zone van de dijken benaderen deze biotoop het beste.

Samenvattend kan worden gezegd dat het overgrote deel van de Burchtse weel wordt ingenomen door slikken en dat aan de randzone hiervan, tegen de dijken op enkele plekken goed ontwikkelde rietvegetaties of ruigten met zeeaster te vinden zijn. Aan de noordkant is een goed ontwikkelde gradiënt aanwezig van natte pioniergemeenschappen naar drogere pioniergemeenschappen, afgewisseld met ruigere gemeenschappen (bijv. heen). De biodiversiteit van deze oeverzone is hoog te noemen. De reden hiervoor is dat hier sprake is van een graduele overgang van het slik naar de dijk. Zo een overgangsgebied ontbreekt bij de andere dijken. Hier is een directe overgang van slik naar dijk; pioniersvegetaties hebben hier dus geen kans op vestiging.

Tabel 9.4 Percentueel aandeel van de soorten in de vegetatie (op gebiedsniveau) in het overstromingsgebied van de Burchtse weel

Bossen	<i>schietwilg</i>	38,1
Totaal bossoorten		38,1
Droge ruigten	<i>bezemkruid</i>	1,9
	<i>duinriet</i>	0,7
	<i>ridderzuring</i>	0,7
	<i>kweek</i>	0,7
	<i>akkerdistel</i>	0,4
Totaal droge ruigtesoorten		2,4
Natte ruigten	<i>riet</i>	43,0
	<i>heen</i>	6,7
	<i>oeverzegge</i>	2,4
	<i>zeeaster</i>	1,8
	<i>grote lisdodde</i>	0,2
	<i>ruige zegge</i>	< 0,1
	<i>wolfspoot</i>	< 0,1
	<i>harig wilgenroosje</i>	< 0,1
Totaal natte ruigtesoorten		54,2
Pionier, nat	<i>fioringras</i>	2,1
	<i>nopjeswier</i>	0,6

<i>goudzuring</i>	0,5
<i>grote weegbree</i>	< 0,1
<i>greppelrus</i>	< 0,1
<i>moeraszuring</i>	< 0,1
<i>Totaal natte pioniersoorten 3,4</i>	

9.5. Lippenbroek

9.5.1. Inleiding

In het project Lippenbroek te Hamme wordt het GOG-GGG-principe sinds maart 2006 uitvoerig opgevolgd, in het kader van onderzoeksmonitoring binnen OMES. Het project volgt op hoe zich in GOG-GGG's duurzame ecologische structuren en functies ontwikkelen, kwalitatief en kwantitatief gelijkwaardig aan deze van buitendijkse slikken en schorren. Bij dit project wordt de Universiteit Antwerpen ondersteund door alle deelluiken.

Het Lippenbroek onderzoek loopt nu reeds 8 jaar. Verschillende onderzoeksresultaten werden reeds voorgelegd ter publicatie in internationale vakliteratuur, of zijn intussen gepubliceerd. In dit hoofdstuk worden daarom verschillende resultaten van de voorbije jaren geïntegreerd en gebundeld, indien mogelijk in de vorm van een onderzoeksartikel.

9.5.2. Monitoringsopzet Lippenbroek

Hydrodynamiek vormt een cruciale indicator, aangezien de hydrologie de voornaamste drijfkracht is achter fysische, biologische en chemische processen in intergetijdengebieden (Zedler et al., 2000). Het hydrologisch regime in een GOG-GGG wijkt licht af van buitendijkse situaties, en kan een potentieel determinerende impact hebben op de structuren en ecosysteemfuncties in het onderzoeksgebied. Een tijregime met duidelijke springtij-doodtij variatie wordt effectief waargenomen, maar wel met gewijzigde overstromingsduur en -hoogte. Intensieve monitoring gaat na wat de invloed hiervan is op het totale ecologisch functioneren, met aandacht voor o.a. vegetatie, plankton en benthos, vissen en vogels, water- en bodemkwaliteit. Dit heeft geleid tot een ambitieuze spatio-temporele monitoringsopzet (Sedimentatie krijgt hierbij bijzondere aandacht. Sedimentatie is niet enkel van belang vanuit ecologisch standpunt, het is ook cruciaal voor het veiligheidsaspect: de komberging van het GOG-GGG mag niet verloren gaan. Omdat sedimentatie in een GOG-GGG niet meer rechtstreeks afhankelijk is van de hoogteligging van de bodem, maar vooral afhangt van de massa water die via de sluizen het terrein binnenstroomt, gelden bestaande wetmatigheden niet meer. Het negatieve feedback mechanisme, waarbij hoge schorren minder frequent overspoelen en dus minder sterk ophogen, gaat niet volledig op in GGG's.

Tabel 9.5).

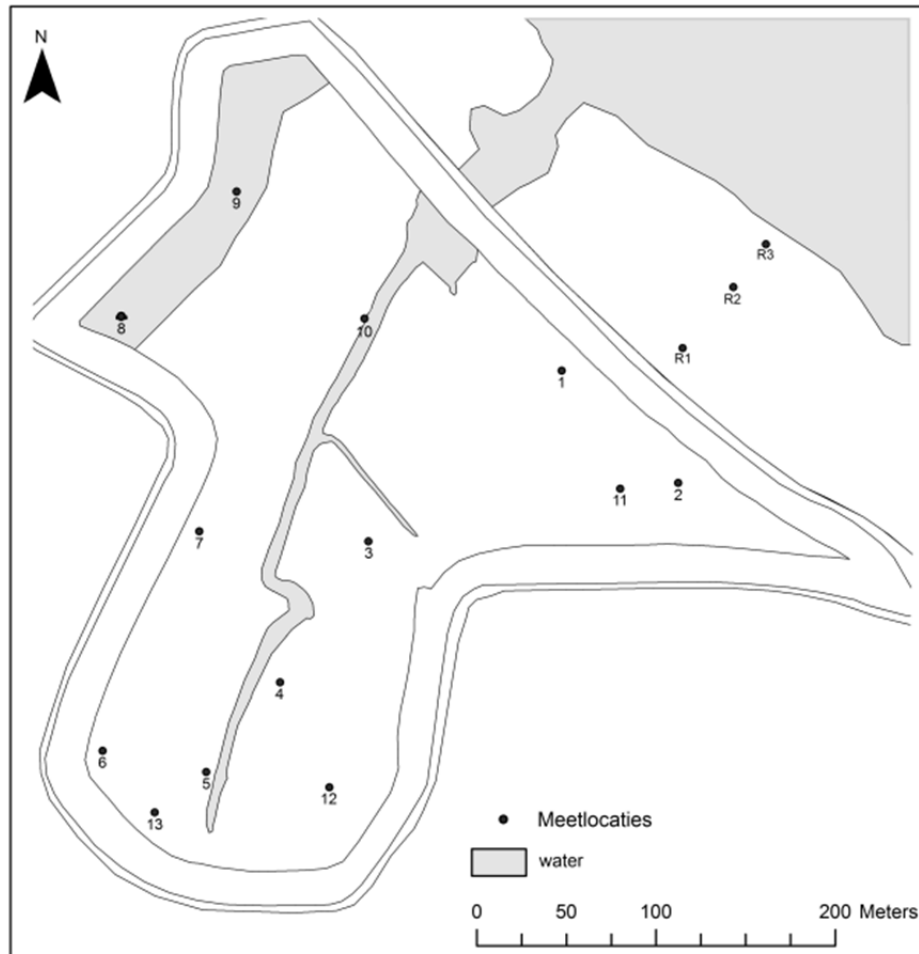
Sedimentatie krijgt hierbij bijzondere aandacht. Sedimentatie is niet enkel van belang vanuit ecologisch standpunt, het is ook cruciaal voor het veiligheidsaspect: de komberging van het GOG-GGG mag niet verloren gaan. Omdat sedimentatie in een GOG-GGG niet meer rechtstreeks afhankelijk is van de hoogteligging van de bodem, maar vooral afhangt van de massa water die via de sluizen het terrein binnenstroomt, gelden bestaande wetmatigheden niet meer. Het negatieve feedback mechanisme, waarbij hoge schorren minder frequent overspoelen en dus minder sterk ophogen, gaat niet volledig op in GGG's.

Tabel 9.5 ruimtelijke- temporele opzet van het monitoringsprogramma

Monitoring op sites	# sites	frequentie
Ophoging d.m.v. SET's	13 + 3 ref	6x/ jaar
Sedimentatie d.m.v. Marker Horizons (MH's)	25 + 3 ref	1x/ jaar
Sedimentatie d.m.v. sedimentvallen	50	4x/ jaar
Korrelgrootte	13 + 3 ref	2x/ jaar
Nutriënten	13	1x/ jaar
Vegetatie	40-60 kwadranten	1x/ jaar
Waterdynamiek (divers)	13	Continu
Benthos	4 + 3 ref	2x/jaar
Monitoring bij sluizen		
Discharge in & uit waterbalans		Continu
Waterdynamiek		Continu
lichtklimaat		4x/ jaar
Zwevende stof		Continu
Overspoelingswater – zware metalen		4x/jaar
Basiswaterkwaliteit (temp., conduct., turbiditeit, pH, O ₂)		Semi-continu
Waterkwaliteit (nutriënten, metalen, pigmenten, BOD)		4x/ jaar
Monitoring heel GGG		
	Replica's	
Kreekmorfologie		1x/ jaar
Vegetatiekartering		1x/ jaar
Vegetatie-biomassa	25 dominante soorten	1x/ jaar
Vegetatie- nutriënten & zware metalen	5 indiv./soort	1x/ jaar
Vis		3x/jaar

Om de staalnames van alle partners ruimtelijk goed op elkaar af te stemmen, werd een netwerk van staalnamepunten opgezet. Het betreft in hoofdzaak 10 random gekozen vaste sites voor intensieve bemonstering. Om alle resultaten optimaal te linken, is staalname en monitoring voor diverse parameters op dezelfde locatie een vereiste. Om echter geen beïnvloeding te hebben van de ene monitoringstechniek op de andere (bijvoorbeeld bodemstalen nemen in een zone waar sedimentatie wordt gemeten), is elke site opgedeeld in verschillende zones, voorbestemd voor de verschillende monitoringstechnieken.

Op verschillende sites voor intensieve monitoring wordt de waterstand elke 5 minuten geregistreerd met een tijmeter. Aanvullend wordt ter hoogte van de in- en uitlaatconstructie aan de monitoringsbrug het waterpeil in de gracht en woelkom permanent opgevolgd. Voor specifieke monitoring van bepaalde parameters, bijvoorbeeld sedimentatie, is dit meetnet nog uitgebreid met 3 punten.



Figuur 9.13: Het Lippenbroek en het aangrenzend Scheldeschor 'de Plaat', met aanduiding van de meetlocaties (1 t/m 13) en referentiemeetlocaties R1 t/m R3

9.5.3. Sedimentatie en erosie in het Lippenbroek

Methodiek

Door gebruik te maken van verschillende korte en lange termijnmethodes wordt vanaf 2006 de sedimentatie-erosie opgevolgd. Korte termijnmethodes omvatten metingen over 1 of twee getijdencycli (eb-vloed), de lange termijnmethodes metingen over meerdere cycli (inclusief spring- en doottij).

Korte termijnmetingen

Hiervoor werden tot en met 2008 zowel sediment traps (ST's) als siphon samplers (SS's) gebruikt. SS's werden gebruikt om zwevende stof concentraties in de waterkolom bij instroom te bepalen. ST's (ong. 50 stuks) werden uitgelegd om gedurende 1 of 2 getijdencycli sediment te vangen en een beeld te geven van de ruimtelijke verdeling van sedimentatie in het gebied. Vanaf 2008 waren deze korte termijnmetingen geen onderdeel van het OMES-bestek (16EI/10/49) en werden in de periode oktober 2009 – december 2010 niet uitgevoerd. Vanaf 2011 zijn de ST's weer opgenomen in de OMES monitoring en toegepast wanneer getijdenmetingen plaatsvonden. De sedimentaccumulatie, nu gemeten gedurende twee opeenvolgende getijden op strategische locaties verspreid over het gebied tijdens zowel spring- als doottij, vertoont geen duidelijke trend onderling. Over het algemeen

wordt er meer sediment afgezet op de lager gelegen locaties al is de variatie te groot om een eenduidig besluit te kunnen nemen.

Lange termijnmetingen

Hieronder vallen opnames van kreekmorfologie en metingen van Marker Horizons (MH's) en Surface Elevation Tables (SET's). De ontwikkeling van de geulen wordt jaarlijks opgevolgd gebruikmakende van een Total Station. Voor de hoofd- en zijgeul (vanaf 2006) en een aantal andere nieuwgevormde geulen (vanaf 2008) werden niet alleen thalweg, maar ook dwarstransecten opgemeten. Daarnaast werd van nieuwgevormde kreken ook de thalweg ingemeten, waarbij de geuldiepte als meetcriterium werd gebruikt.

Bij MH-metingen wordt de hoeveelheid afgezet sediment op een herkenbare witte laag gemeten op 25 vaste meetlocaties. Door de beperkte nauwkeurigheid van deze methode worden de metingen slechts 1 keer per jaar uitgevoerd. De SET-metingen worden elke 2 maanden uitgevoerd, waarbij heel nauwkeurig (2 mm nauwkeurigheid) hoogteveranderingen van het sedimentoppervlak op 13 vaste meetlocaties in het Lippenbroek en op 3 referentiesites op het aangrenzend schor, wordt bepaald.

Omdat het Lippenbroek op veel plekken volledig overgroeid is met vegetatie was in 2010 geen enkele SET-locatie meer zonder vegetatie, die droogvalt tijdens laag water. Om toch een goed beeld te krijgen van sedimentatiepatronen, zijn in de zomer van 2010 op drie locaties in het Lippenbroek nieuwe SET's geïnstalleerd, welke zich op kale slikken bevinden. Ook deze locaties zijn vanaf toen elke 2 maanden ingemeten.

Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de meetmethodes wordt verwezen naar het OMES-eindrapport van 2007 (Maris et al., 2007).

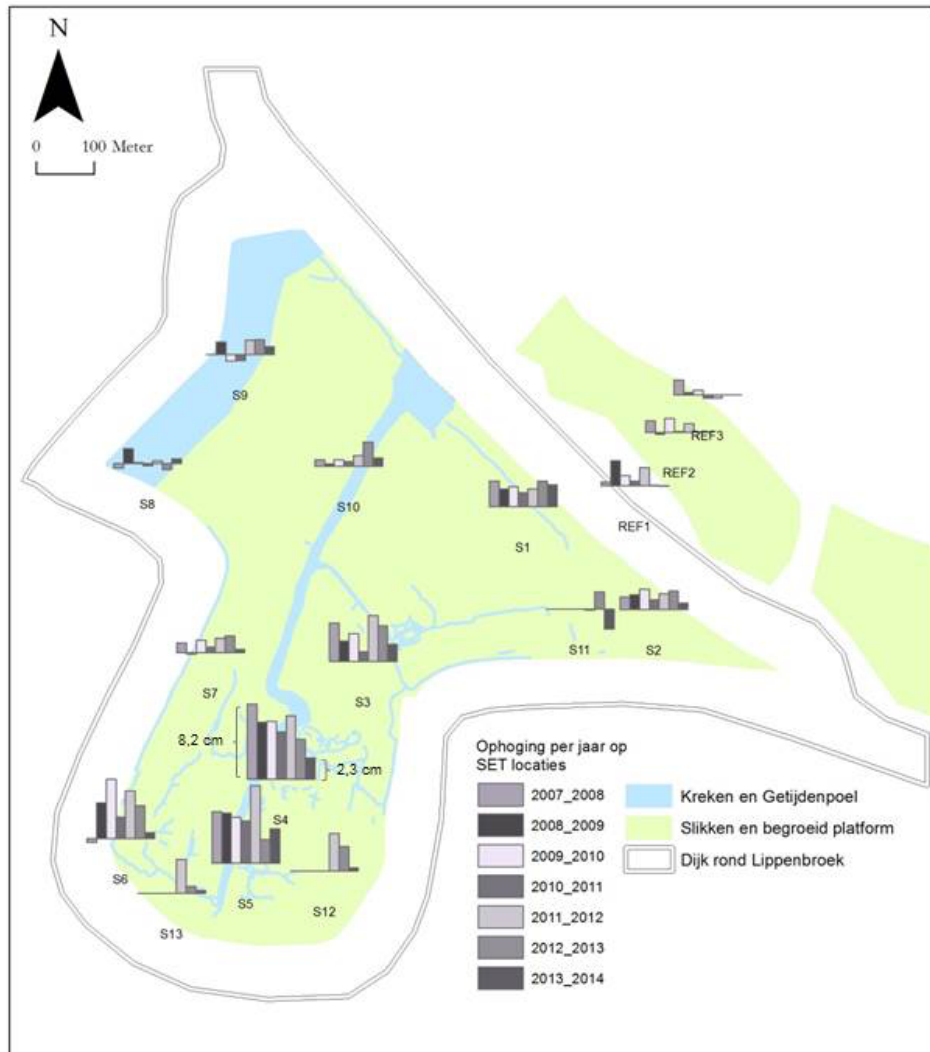
Resultaten en discussie: SET

Om de toestand in het Lippenbroek te vergelijken met een natuurlijk situatie zijn er 3 SET-metlocaties in het aangrenzende, buitendijkse schor 'De Plaat'. Figuur 9.14 is een ruimtelijke weergave van de ophoging van de meetlocaties in het Lippenbroek over 2007-2014.

De resultaten van de SET-metingen van maart 2006 tot maart 2010 zijn verwerkt in een wetenschappelijke publicatie (Vandenbruwaene et al., 2011). De oorspronkelijke figuren van dit artikel zijn geüpdate met alle metingen die na maart 2010 nog zijn uitgevoerd. Ook zijn in de figuren de nieuwe meetlocaties opgenomen: SET 11, 12 en 13.

Algemeen resultaat: In het Lippenbroek wordt een positief verband gevonden tussen de gemiddelde hoogteverandering en overstromingsfrequenties: laaggelegen locaties overstromen vaker dan hoger gelegen locaties, waardoor de lagere sneller ophogen (Maris et al., 2008; Vandenbruwaene et al., 2011). Dit verband is niet significant verschillend voor het Lippenbroek en het aangrenzend referentieschor.

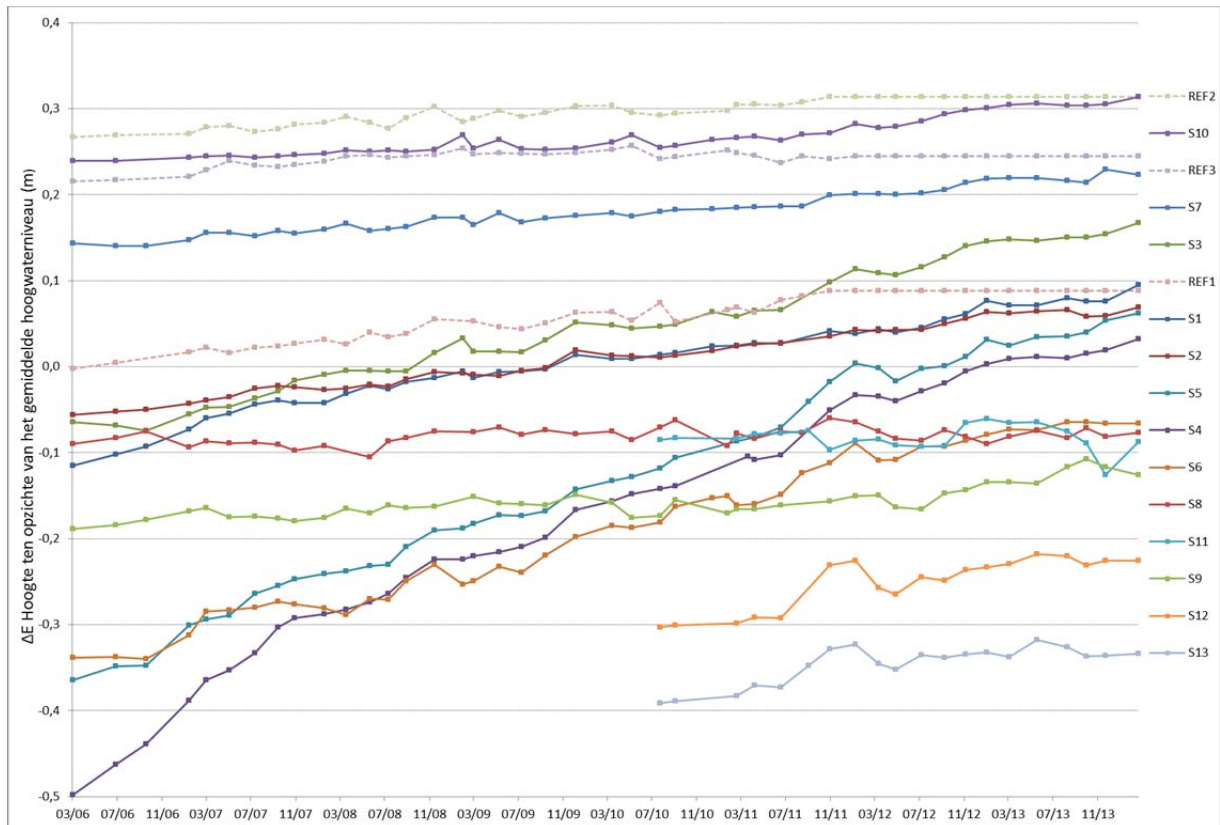
In de periode, maart 2012 – maart 2013, werd een nieuw patroon zichtbaar. De lagergelegen locaties zijn minder in hoogte veranderd dan de vorige jaren, en de hogergelegen locaties lijken meer opgehoogd te zijn dan de vorige jaren (Figuur 9.15). De trend is nog steeds aanwezig op de lager gelegen locaties (behalve bij SET 4). Voor de hoger gelegen locaties wordt hij niet meer waargenomen. De hypothese dat de verandering in overstromingsfrequentie en –duur hiervoor verantwoordelijk is wordt in de periode, maart 2013 - maart 2014 dus niet bevestigd.



Figuur 9.14: Ruimtelijke weergave van variatie in hoogteveranderingen (cm/jaar) vanaf maart 2007. Cijfers (Sx) staan voor de nummers van de meetlocaties, de balken voor de grootte van de hoogteverandering gemeten met de SET-methode. De nieuwe SET's zijn aangegeven

Gedetailleerd resultaat en discussie: Gebaseerd op de initiële hoogteligging in 2006 zijn de verschillende SET-locaties ingedeeld in lage (4, 5, 6, 8, 9), middel (1, 2, 3, Ref1) en hoge (7, 10, Ref2, Ref3) hoogteligging.

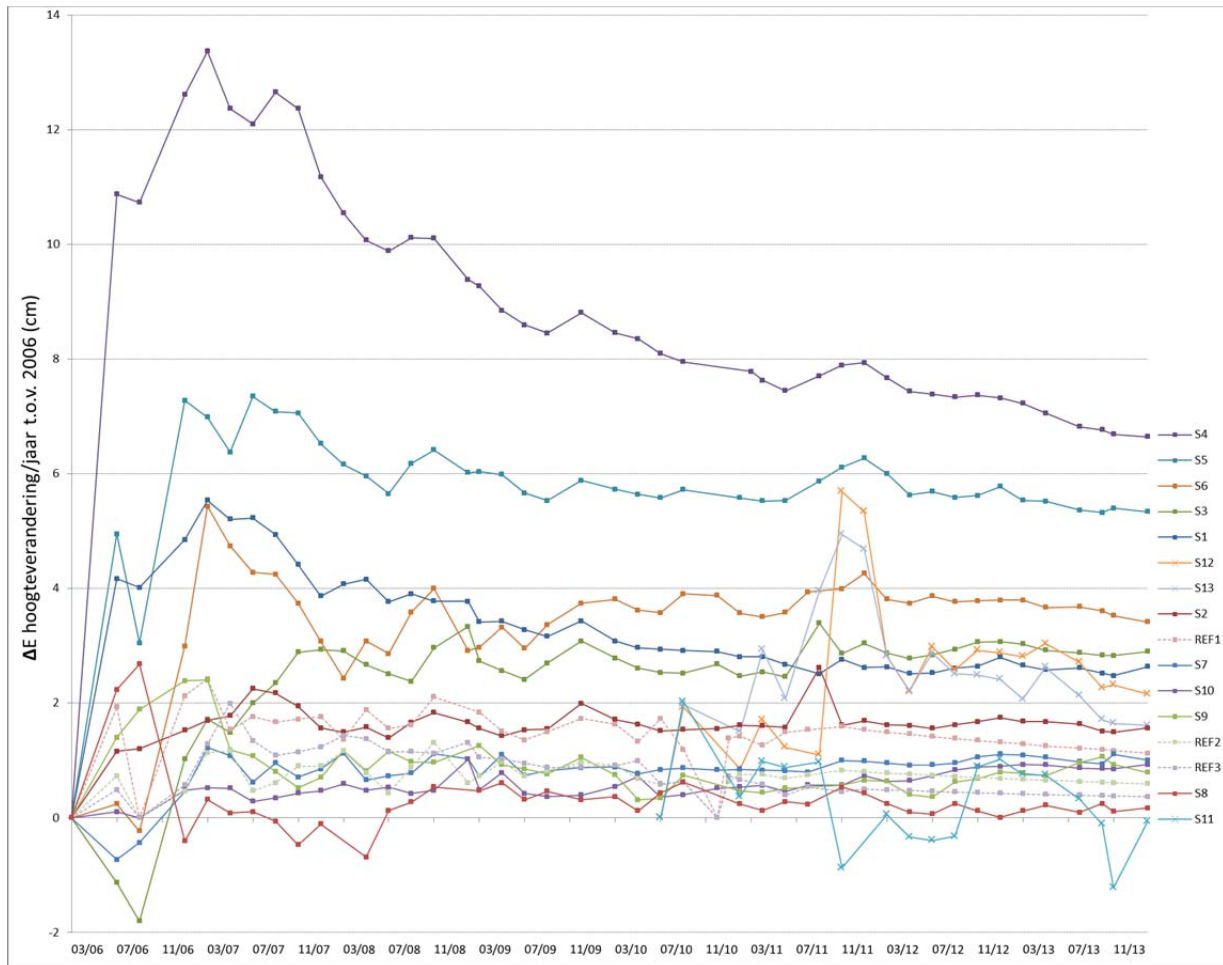
De lage sites worden gekenmerkt door een sterke toename in hoogte (Figuur 9.15) met snelheden van 0,109 tot 0,134 m/jaar tijdens het eerste jaar (Figuur 9.16). Het gevolg hiervan is dat met de tijd de lagere sites minder overstromd worden, waardoor de ΔE -snelheden geleidelijk verminderen naar 0,085 m/jaar in het 4^e jaar en de oppervlakte minder verhoogt in tijd. Een vergelijkbaar patroon wordt geobserveerd voor de middelhoge sites, maar de initieel geobserveerde ΔE -snelheden zijn lager (0,04 tot 0,055 m/jaar in het 1^e jaar), doordat deze sites hoger liggen en daarmee minder overstromd worden. De afname van ΔE -snelheid in tijd is ook langzamer dan de laaggelegen sites (vgl. site 1 en 4, Figuur 9.16). Voor de hooggelegen sites zijn de ΔE -snelheden duidelijk lager (0,001 tot 0,01 m/jaar), doordat deze zelden overstromen. De ΔE -snelheid kan als constant worden beschouwd (dat is 0,0005 m/jaar voor site 10, zie Figuur 9.16).



Figuur 9.15: Hoogteveranderingen (t.o.v. het gemiddeld hoogwaterniveau jaar 1) over een periode van 6 jaar voor alle meetlocaties. Gebaseerd op Fig. 4A in Vandenbruwaene et al., 2011.

SET 12 en 13 vertonen in de zomer van 2011 ook hoge sedimentatiesnelheden. Echter, dit zou ook verwacht worden van SET 11, maar deze vertoont zelfs een afname. Dit kan verklaard worden door de manier van meten; normaal gesproken worden alle SET's, behalve 8 en 9 welke permanent onder water staan, ingemeten wanneer er geen water bij de SET staat. SET 11 draineert zeer slecht, waardoor het bijna nooit mogelijk is te meten zonder water. De nauwkeurigheid van de meting wordt hierdoor beïnvloed, omdat de SET-pennen niet op zicht, maar op gevoel op het sediment worden geplaatst.

Een andere verklaring kan gevonden worden in het feit dat SET 12 en 13 op een slik liggen dat rechtstreeks verbonden is met de hoofdkreek. Bij vloed vullen de hoofdkreek en zijkreek zich als eerste, waarnaar de slikken die daar achter liggen volgen. SET 11 ligt op een slik dat later onder water komt te staan, doordat het achter een soort verhoging ligt. De kreek die langs site 1 stroomt, voedt deze vlakte, waarschijnlijk samen met een kreek die vanaf de zijkreek parallel aan de dijk stroomt en bij ST 25 uitkomt. Om te zien wat er werkelijk gebeurd op deze locatie en of dat de overstromingskarakteristieken veranderd zijn sinds 2010 kan gekeken worden naar de data van de getijdendatalogger die op de locatie van SET11 is geplaatst.



Figuur 9.16: Hoogteverandering (cm) -snelheden per jaar ten opzichte van maart 2006 alle meetlocaties. Figuur gebaseerd op Fig. 4B uit Vandenbruwaene et al., 2011.

SET's 8 en 9 zijn locaties die continu onder water liggen maar wel een middelhoge ligging hebben. Beide meetlocaties liggen in een depressie die slecht gedraineerd wordt, doordat een naastliggende verhoging in de topografie de drainage tegengaat. Hoogteveranderingen van het waterniveau zijn veelal wel zichtbaar, maar input van zwevende stoffen wordt beperkt tot hoge springtijden. Hoogteveranderingen op deze locaties zijn erg klein. ΔE -snelheden komen overeen met hooggelegen sites (Figuur 9.16). Veranderingen van het sedimentatieoppervlak zijn een resultaat van zowel sedimentatie als inklinking en erosie. Daarom wordt in dit geval geen gebruik gemaakt van het begrip sedimentatiesnelheid, maar gemiddelde hoogteverandering (ΔE).

De referentiesites hebben een initiële hoogteligging rond het gemiddeld hoogwaterniveau (MHWL) (R1, Figuur 9.15) of erboven (R2 en R3, Figuur 9.15). Voor R2 en R3 komen overstromingsfrequenties overeen met de hooggelegen zones van het Lippenbroek, en daarmee zijn ook de ΔE -snelheden en morfologische evoluties van gelijke aard (o.a. vgl. site 7 en 10 en Ref2 en Ref3, Figuur 9.16).

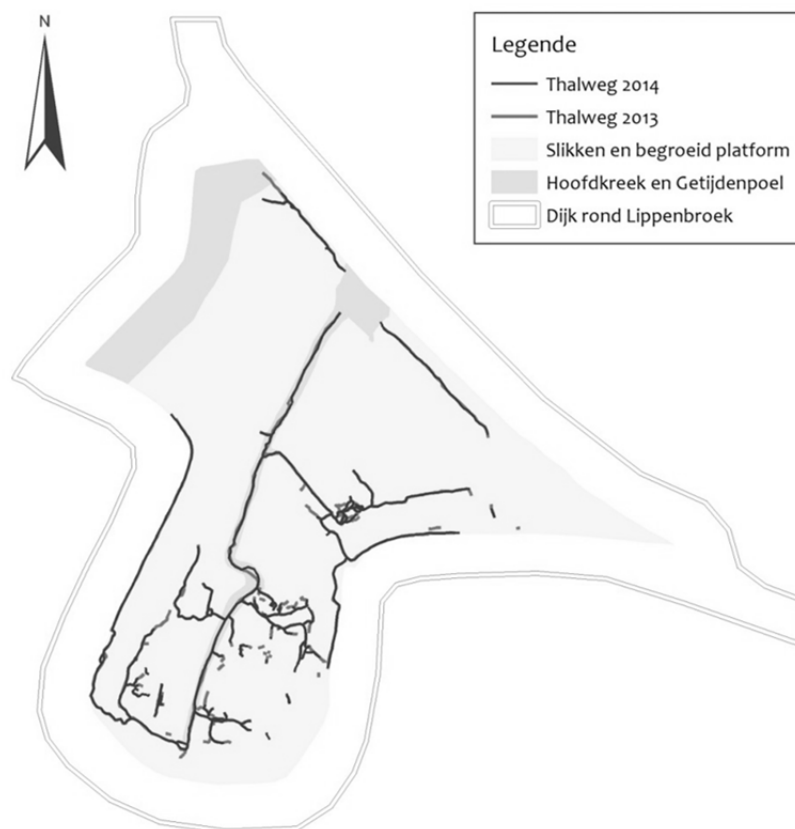
Doordat de laaggelegen locaties die niet continu onder water staan sneller ophogen dan de hoger gelegen locaties, ontstaat er een afvlakking van de topografie. Dit in tegenstelling tot natuurlijke schorren waar er een feedbackloop bestaat tussen overstromingsfrequentie en ophoging. Verwacht wordt dat, zolang sites onder het gemiddeld hoogwaterniveau (MHWL = 2.938 m TAW voor Lippenbroek) liggen, deze met dezelfde snelheid als nu zullen ophogen, totdat sites ongeveer het MHWL hebben bereikt en de hoogteverandering zal afnemen.

Resultaten en discussie: Marker horizons

Op 25 locaties in het Lippenbroek zijn in 2006 marker horizons aangebracht in de vorm van kaolienveldjes en metalen roostertjes. Elk jaar wordt de hoeveelheid sediment wat zich boven deze MH's bevindt opgemeten. Voor de kleilaag worden er 9 metingen uitgevoerd, voor het metalen rooster 6 metingen. Uit die metingen bleek dat de onderliggende laag, zijnde de oorspronkelijke polderbodem, niet of weinig compacteert. Om de compactie van het vers afgezette sediment te kunnen nagaan werden begin 2014 nieuwe kaolienveldjes aangebracht op het oppervlak als marker horizon. Na ca 8 jaar is er immers op verschillende plaatsen een dikke laag vers sediment afgezet, waarvan compact bepaald kan worden. Door middel van de marker horizons, kan nu deze compacte van de onderliggende laag, zijnde dit verse sediment, vanaf nu opgevolgd worden.

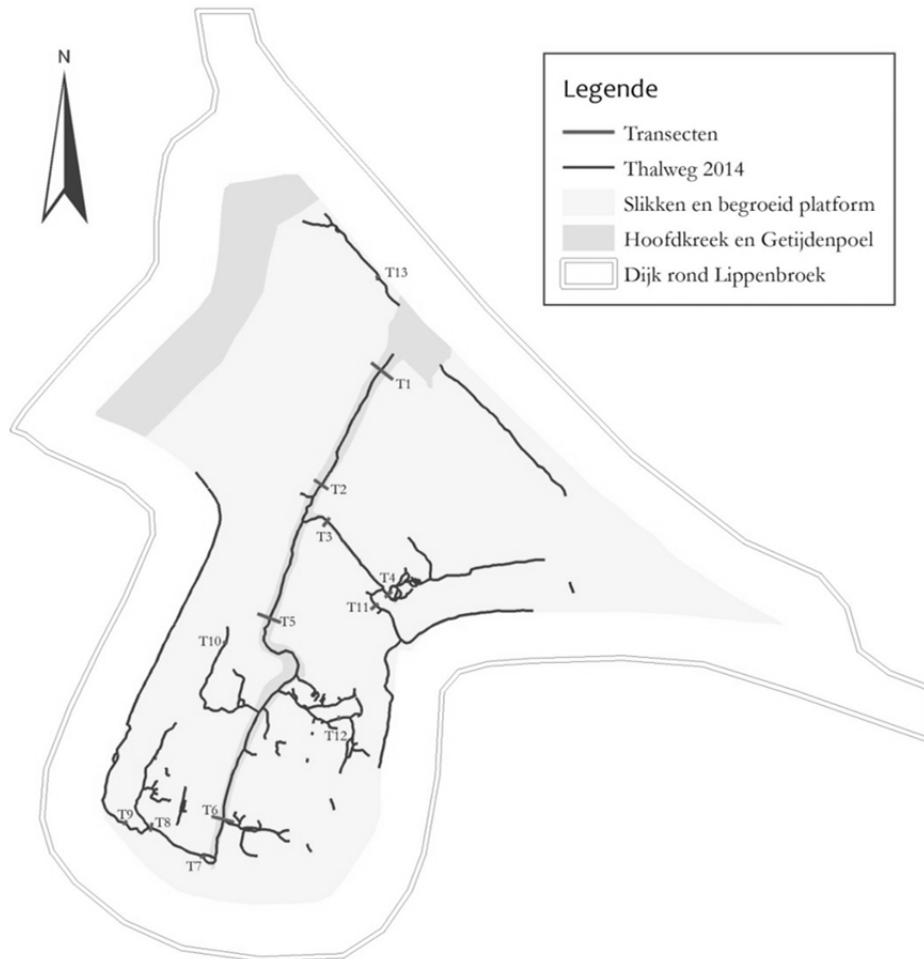
Resultaten en Discussie: Erosie en kreekvorming

In de voormalige Lippenbroekpolder kwamen 2 grachten voor, een min of meer noord-zuid lopende hoofdgracht, en een kleinere, bijna loodrecht daarop aansluitende zijgracht. Elk jaar worden de thalwegen van deze twee grachten, nu krekten genaamd, en de nieuw gevormde krekten ingemeten met een 'Total Station'. Daarnaast worden er ook een aantal dwarsdoorsneden op vaste locaties gemeten. Figuur 9.17 toont de oude (lichtgekleurd) en nieuwgevormde (donkergekleurd) krekten, gemeten in 2013 en 2014. Een insnijding wordt als een nieuwe kreek beschouwd wanneer ze minimaal 10 cm diep is over een breedte van 2 m. Het aantal kleine kreekjes is afgenomen. Dit is een natuurlijk gevolg van opstopping door vegetatie en grote takken en wordt veel waargenomen op natuurlijke schorren. Ook is waar te nemen dat de thalweg in de hoofdkreek zich verlegt over tijd.



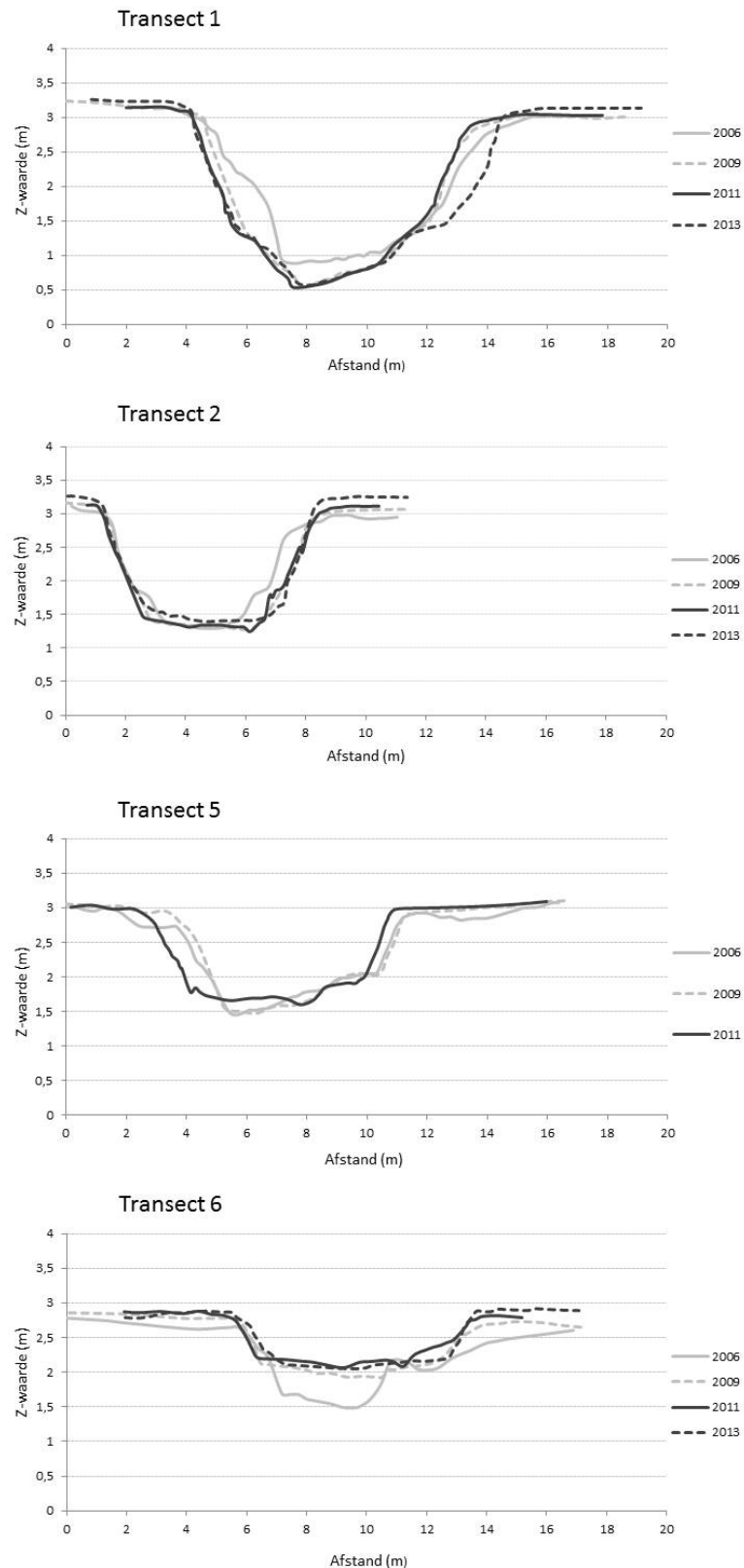
Figuur 9.17: Planimetrische evolutie van het geulennetwerk in Lippenbroek. Situatie in maart 2013 vergeleken met maart 2014. Zwartgekleurde krekten tonen nieuwgevormde krekten.

Bij het meten van de transecten (Figuur 9.18) wordt de diepte/hogte langsheen het gehele transect gemeten over zeer kleine afstand (+/- 10 cm). De afstanden tussen de ingemeten punten van een thalweg zijn veel groter en variëren tussen de 1 en 5 meter. De metingen van de transecten van 2006, 2009, 2011 en 2013 werden verwerkt in excel en uitgezet in een scatterplot per transect (Figuur 9.19, Figuur 9.20, Figuur 9.21).



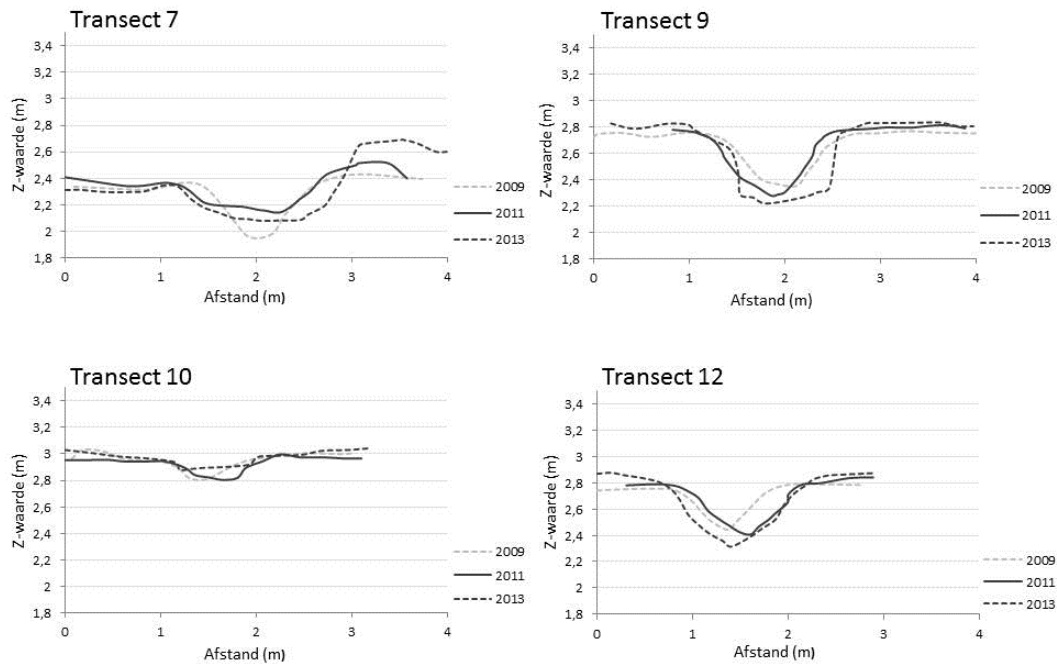
Figuur 9.18: Situering van de transecten die jaarlijks worden ingemeten te Lippenbroek.

Figuur 9.19 zijn transecten in de hoofdgeul. Transect 1 en 2 zijn dichtst bij de sluis gesitueerd in de hoofdkreek. Daar verdiept en verbreedt de kreek nog steeds, ook verhoogt de overwal geleidelijk. Verder van de sluis gelegen (transect 5 en 6) wordt de kreek eerder ondieper met de jaren. Het aantal zijkreken is sinds 2006 toegenomen. Vertakkingen van het krekensysteem dicht bij de sluis zorgen er voor dat het volume water dat binnenkomt zich over het gehele gebied verspreidt en er relatief gezien minder snel de gebieden verst van de sluis gelegen bereikt.



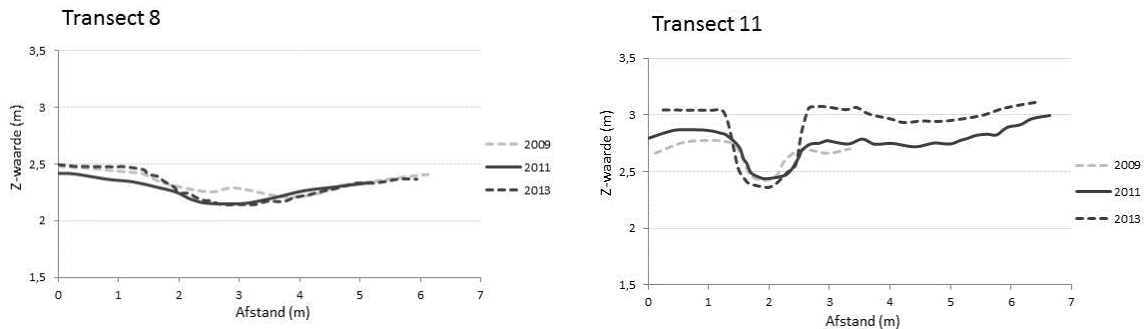
Figuur 9.19: Transecten 1, 2, 5, 6 in de hoofdkreek.

Bij de kleinere kreekjes (Figuur 9.20) wordt algemeen een verdieping waargenomen alsook een kleine ophoging van de oevers. Bij transect 10 wordt een opslibbing waargenomen. Een verdichting van de vegetatie is ter hoogte van het transect de verklaring voor de sedimentatie.



Figuur 9.20: Transecten 7, 9 10 en 12.

Dezelfde trend is ook waar te nemen bij transecten 8 en 11 (Figuur 9.21). Bij transect 11 is deze het meest uitgesproken.



Figuur 9.21: Transect 8 en 11.

9.5.4. Vegetatie

Inleiding

Een onderdeel van deze studie is het in kaart brengen van de vegetatieveranderingen in de overstromingsgebieden. Voor de beschrijving van vegetatie worden twee methoden gebruikt. Beiden worden hier alleen kort beschreven; voor meer gedetailleerde beschrijvingen wordt verwezen naar vorige rapportages (o.a. Maris en Meire (Red.), 2011). Bij een van deze methoden wordt, jaarlijks, een vlakdekkende vegetatiekaart gemaakt. Het gebied wordt hierbij opgedeeld in vegetatie-eenheden (patches) waarbij, per vegetatie-eenheid, soorten worden genoteerd die meer dan 30% van oppervlakte bedekken. Ook wordt de ligging van de vegetatie-eenheden op kaart ingetekend. De veldkaart wordt ten slotte gedigitaliseerd in ArcGis. Dit maakt het mogelijk om per patch het oppervlakte te bepalen. Door de percentuele bedekking van de soort te gebruiken is dan ook mogelijk om te berekenen welk oppervlakte een soort inneemt. Wanneer deze soortwaarden voor het hele gebied worden samengenomen kan het relatieve aandeel van de bedekking op

gebiedsniveau worden berekend en kan dus een rangorde worden bepaald voor de soorten op basis van het aanwezige oppervlak.

Als tweede methode worden vegetatieopnamen gemaakt in vastgelegde PQ's (permanente kwadraten). Per opname zijn, naast een reeks aan parameters (zie hiervoor o.a. Maris en Meire (Red.), 2011), alle soorten genoteerd. Per soort wordt de percentuele bedekking geschat. In deze rapportage wordt vooral het resultaat van de vlakdekkende kartering gebruikt.

Vegetatiekartering

Lippenbroek wordt al enkele jaren intensief gemonitord en over de resultaten wordt reeds enkele jaren gerapporteerd (Maris & Meire (Red), 2011). In dit hoofdstuk worden zowel de verwerkingmethode als de presentatie van de resultaten van de voorgaande rapporten gebruikt. De presentatie van de resultaten wijkt dan ook iets af van de andere overstromingsgebieden (bosoppervlakte wordt buitenbeschouwing gelaten).

Het areaal aan slik lijkt in vergelijking met de vorige studies weinig te zijn veranderd; de capaciteit van de vegetatie om deze te koloniseren is dus beperkt. De vegetatie is wel veranderd ten opzichte van de voorgaande jaren (Tabel 9.6). In 2009 hadden harig wilgenroosje en grote kattenstaart het grootste aandeel in de vegetatie (Maris & Meire (red.), 2011). In 2013 is dat echter riet. Ook van de grote lisdodde is het aandeel in de vegetatie sterk gestegen ten opzichte van voorgaande jaren. Het oppervlak van deze soorten breidt zich inderdaad uit in Lippenbroek maar dit is niet de enige reden voor de sterke stijging van het aandeel in de vegetatie. De hoogte van deze soorten, en dus het percentage dat per m² door een plant wordt bedekt is ook toegenomen in de loop der tijd. Dit betekent dus dat de totale bedekking (wat in deze studie in het veld wordt genoteerd) per oppervlakte-eenheid toeneemt. Dit draagt dus ook bij aan de toename van het aandeel in de vegetatie van deze soorten.

Waterpeper neemt ook een groot aandeel in de vegetatie in en, net als bij riet en grote lisdodde, is de soort toegenomen ten opzicht van vorige karteringen. Waterpeper is een pioniersoort van (zeer) voedselrijke, natte standplaatsen die aspectbepalend kan optreden wanneer er een regelmatige verstoring optreedt. Dit kan bijvoorbeeld op plaatsen zijn die regelmatig worden uitgebaggerd (Weeda *et al*, 1985). In overstromingsgebieden duidt een abundant optreden van waterpeper zones aan waar het water zodanig "stoort" dat andere krachtigere soorten zich niet kunnen vestigen. Aan de andere kant is de storingsfrequentie niet zodanig sterk dat geen enkel plant zich kan vestigen zoals op echte slikken (Vandenbussche *et al*, 2002). Andere typische soorten van dit milieu, zoals beide soorten waterereprijs en knikkend tandzaad, moeraszuring etc. breiden zich niet uit in Lippenbroek, het aandeel neemt zelfs (sterk) af. De reden hiervoor is niet duidelijk maar mogelijk kunnen deze soorten de competitie niet aan met waterpeper, riet en grote lisdodde.

Enkele soorten hebben zich gevestigd in de afgelopen periode. De meest prominente van deze soorten is reuzenbalsemien. De soort breidt zich sterk uit in het westelijke deel in het deel dat direct grenst aan de centrale gracht. Een andere soort die zich duidelijk heeft uitgebreid is duinriet. Weeda *et al*. (1999) vermeldt dat duinriet vooral typerend is voor plaatsen waar een sterke (grond) waterdynamiek te vinden is. Het deel waar duinriet voorkomt behoort tot de hogere delen van het Lippenbroek en is dus, ondanks dat er toch overstroming kan plaats vinden, voldoende droog is voor deze soort. Mogelijk zal duinriet zich uitbreiden in de toekomst. Duinriet vereist verder stikstofrijke standplaatsen, iets waar in het Lippenbroek ruim aan wordt voldaan.

Samenvattend kan worden gezegd dat met name het harig wilgenroosje en grote kattenstaart sterk zijn achteruitgegaan. Deze zijn waarschijnlijk vervangen door riet en grote lisdodde en reuzenbalsemien. Duinriet breidt zich uit op de iets drogere standplaatsen, terwijl waterpeper domineert op de nattere, matig sterk verstoorte zones. Soorten van echt droge standplaatsen die nog algemeen aanwezig waren na de aanleg van Lippenbroek zijn zo goed als verdwenen. Wat betreft de trofiestatus indiceren alle vegetaties (zeer) voedselrijke standplaatscondities.

Tabel 9.6 Het relatieve aandeel van de plantensoorten in het Lippenbroek in de herfstperiode van 2009 en 2013. Bomen (Wilg sp, Populier sp,..) zijn net als bij de vorige studies buiten beschouwing gelaten.

	2009	2013	Verandering
<i>riet</i>	16,7	44,5	27,8
<i>waterpeper</i>	5,9	17,2	11,3
<i>grote kattenstaart</i>	19,9	11,0	-8,9
<i>grote lisdodde</i>	4,7	9,9	5,2
<i>reuzenbalsemien</i>	0,0	4,3	4,3
<i>liesgras</i>	10,3	4,2	-6,1
<i>heen</i>	0,9	1,3	0,4
<i>akkerdistel</i>	0,0	1,0	1,0
<i>duinriet</i>	0,0	1,0	1,0
<i>moerasvergeet-me-nietje</i>	0,0	1,0	1,0
<i>watermunt</i>	0,0	0,6	0,6
<i>heelblaadjes</i>	2,1	0,6	-1,5
<i>harig wilgenroosje</i>	36,7	0,6	-36,1
<i>haagwinde</i>	0,0	0,5	0,5
<i>kluwenzuring</i>	0,0	0,4	0,4
<i>ridderzuring</i>	0,0	0,3	0,3
<i>bosbies</i>	0,1	0,3	0,1
<i>rietgras</i>	0,4	0,3	-0,2
<i>grote brandnetel</i>	0,0	0,3	0,3
<i>moeraszegge</i>	0,0	0,2	0,2
<i>dauwbraam</i>	0,0	0,2	0,2
<i>wolfspoot</i>	0,0	0,2	0,2
<i>oeverszegge</i>	0,0	0,1	0,1
<i>knikkend tandzaad</i>	1,2	0,1	-1,2
<i>grote waterweegbree</i>	0,0	0,1	0,1
<i>mannagras</i>	0,0	0,0	0,0
<i>gele lis</i>	0,0	0,01	0,0
<i>smeerwortel</i>	0,0	0,0	0,0
<i>sterrenkroos sp.</i>	0,2	0,0	-0,2
<i>gewone waterbies</i>	0,01	0,0	0,0
<i>pitrus</i>	0,3	0,0	-0,3
<i>blauwe waterereprijs</i>	0,5	0,0	-0,5
<i>rode waterereprijs</i>	0,03	0,0	0,0

9.5.5. Literatuur

- Maris, T. & P. Meire (Red.) (2011). *Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2009-2010*. 011-R143 Universiteit Antwerpen, Antwerpen
- Vandebussche, V., F. T'Jollyn, A. Zwaenepoel, L. Vanhecke & M. Hoffmann (2002). *Systematiek van Natuurtypen van Vlaanderen. Deel 4: moerassen*. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud.
- Vandevoorde B., P. Debecker & E. Van Den Bergh (2002). *Vegetatie van de polder van kruibeke, Bazel en Rupelmonde*. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud.
- Vanlanduyt W., I. Hoste, L. Vanhecke, P. Van den Brecht, W. Vercruysse. & D. De Beer (red.) 2006. *Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussels gewest*. Nationale Plantentuin en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek i.s.m. Flo.Wer vzw.
- Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra & T. Westra (1985). *Nederlandse Oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 1*. IVN, Amsterdam.
- Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra & T. Westra (1991). *Nederlandse Oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 4*. IVN, Amsterdam.
- Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra & T. Westra (1999). *Nederlandse Oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 5*. IVN, Amsterdam.
- Zwaenepoel, A, F. T'Jollyn, V. Vandebussche & M. Hoffmann (2002). *Systematiek van Natuurtypen van Vlaanderen. Deel 6: graslanden*. Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud.

